

LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA EN LA PRÁCTICA:



Memorias

I CONGRESO
COLOMBIANO
DE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA

& II Simposio Nacional de Experiencias
en Restauración Ecológica

Orlando Vargas Ríos y Sandra Paola Reyes B.
Editores



UNIVERSIDAD
NACIONAL
DE COLOMBIA

SEDE BOGOTÁ

FACULTAD DE CIENCIAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA
GRUPO DE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA



RED COLOMBIANA
DE RESTAURACIÓN
ECOLÓGICA



ACCEFYN

LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA EN LA PRÁCTICA:

**Memorias del
I Congreso Colombiano
de Restauración Ecológica**

y

**II Simposio Nacional de Experiencias
en Restauración Ecológica**

Orlando Vargas Ríos y Sandra Paola Reyes B.

Editores

LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA EN LA PRÁCTICA:

**Memorias del
I Congreso Colombiano
de Restauración Ecológica**

y

**II Simposio Nacional de Experiencias
en Restauración Ecológica**

Orlando Vargas Ríos y Sandra Paola Reyes B.

Editores



UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA

SEDE BOGOTÁ
FACULTAD DE CIENCIAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA

LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA EN LA PRÁCTICA:

Memorias del I Congreso Colombiano de Restauración Ecológica
y II Simposio Nacional de Experiencias en Restauración Ecológica

© Universidad Nacional de Colombia
Facultad de Ciencias
Departamento de Biología

© Orlando Vargas Ríos y Sandra Paola Reyes B.
Editores

Diseño y diagramación:
Andrea Kratzer M.

Impresión: Gente Nueva Editorial

Primera edición 2011
ISBN 978-958-719-741-9

Bogotá, D. C., Colombia

CONTENIDO

Agradecimientos	10
Presentación	11
Introducción	15

PRIMERA PARTE

CONFERENCIAS MAGISTRALES

1. Los Pasos fundamentales en la Restauración Ecológica <i>Orlando Vargas Ríos</i>	19
2. La Restauración Ecológica como una construcción social <i>Roberto Lindig-Cisneros</i>	41
3. Propuestas para la restauración ecológica ante un clima cambiante <i>Julio Campo</i>	50
4. Las invasiones biológicas: causas y consecuencias sobre el medio natural <i>Camilo de los Ángeles Cárdenas y Jennifer Insuasty</i>	55
5. Recuperación de suelos en el contexto de la restauración forestal en clima seco: el caso de la cuenca mediterránea <i>V. Ramón Vallejo, J.A. Alloza, S. Bautista, C. Bladé, J. Cortina, D. Fuentes, J. Llovet J, I. Serrasolses, A. Valdecantos, A. Vilagrosa</i>	67
6. La investigación con biosólidos, como enmienda orgánica, en áreas afectadas por minería a cielo abierto en Bogotá D. C. <i>José Ignacio Barrera, Adriana Ochoa, Alexandra Granados, Susan Guacaneme</i>	92
7. Estrategias de Restauración de ecosistemas de Manglar en México <i>Claudia Agraz Hernández</i>	105
8. Los Bosques Tropicales Estacionalmente Secos: ¿una prueba ácida para la restauración? <i>Eliane Ceccon</i>	119
9. La restauración del bosque de ribera <i>Fernando Magdaleno</i>	131
10. Rehabilitación ecológica de Agropaisajes Ganaderos en Colombia <i>Zoraida Calle, Enrique Murgueitio, Julián Chará</i>	142
11. Instrumentos de política para la conservación de Ecosistemas: caso Protocolo Distrital de Recuperación y Rehabilitación de Humedales en Centros Urbanos, Bogotá-Colombia <i>Sandra Patricia Montoya Villareal</i>	152

SEGUNDA PARTE

SIMPOSIOS

SIMPOSIO RESTAURACIÓN Y ESPECIES INVASORAS

12. Reproducción de dos especies vegetales invasoras: retamo espinoso (*Ulex europaeus*) y retamo liso (*Teline monspessulana*), en condiciones ambientales contrastantes en Bogotá D. C., Colombia
Héctor Felipe Ríos Alzate 165
13. Distribución del nicho ecológico actual y futuro de anfibios y reptiles exóticos: invasiones potenciales en las Corporaciones Autónomas Regionales y de Desarrollo Sustentable en Colombia
J. Nicolás Urbina-Cardona y Fernando Castro 180
14. Acción gubernamental y mediación local del control territorial. La expansión del retamo espinoso en el Distrito Capital, Bogotá - Colombia
Ingreet Juliet Cano 189
15. Síntesis simposio sobre Restauración Ecológica y Especies Invasoras
Adriana Marcela Díaz Espinosa 199

SIMPOSIO SELECCIÓN DE ESPECIES PARA LA RESTAURACIÓN

16. Atributos vitales de especies de borde en fragmentos de bosque altoandino (Reserva Forestal Municipal de Cogua, Colombia)
Alba Lucía Montenegro y Orlando Vargas Ríos 211
17. Evaluación de la capacidad de rebrote en once especies arbóreas andinas, su potencial en el establecimiento de cercas vivas y en la aceleración de procesos de sucesión y restauración
William Vargas, Fabio H. Lozano y Luis Miguel Renjifo 220
18. Especies arbóreas útiles para la restauración ecológica de un territorio indígena del centro de México
Mayrén Alavez-Vargas, Consuelo Bonfil y Raúl García-Barrios 230
19. Grupos funcionales de especies potenciales para la restauración ecológica con base en sus rasgos de historia de vida en la Reserva Natural Ibanasca (Ibagué, Tolima, Colombia)
Pilar Angélica Gómez Ruiz y Orlando Vargas Ríos 239
20. Síntesis simposio sobre selección de especies vegetales para la restauración ecológica
Carolina Castellanos, Pilar Gómez-Ruiz y Natalia Rodríguez 248

SIMPOSIO RESTAURACIÓN PARA PROMOVER LA CONECTIVIDAD ECOLÓGICA

21. Restauración ecológica de la zona de ribera del río La Miel (Departamento de Caldas, Colombia)
María del Pilar Arroyave, Diego Mauricio Uribe y Martha Isabel Posada 252
22. Integración de escalas en la restauración ambiental de riberas en el sureste de México
Paula Meli, Julia Carabias y Gilberto Hernández 260
23. Iniciativas de restauración ecológica urbana: “Disminución de la fragmentación de los ecosistemas de bosques en el sistema de áreas protegidas del municipio de Armenia - Quindío, a través de Corredores de Conservación Urbanos”. Armenia, Quindío
Margarita Nieto Restrepo, Olga Alicia Nieto Cárdenas 270
24. Herramientas de manejo de paisaje en la cuenca media del río Nima, un aporte a la conservación de la biodiversidad y regulación de los servicios ambientales
Gustavo Guerra González, William Vargas, Fabio H. Lozano-Zambrano, Carlos Andrés Cardona, Omar Mejía 284
25. Síntesis simposio sobre restauración para promover la conectividad ecológica
Oscar Rojas Zamora 292

SIMPOSIO RESTAURACIÓN EN ECOSISTEMAS DE BAJA ALTITUD

26. Recuperación de la biodiversidad con plantaciones experimentales de especies nativas en selvas húmedas y secas de México. Tres estudios de caso
Valentina Carrasco-Carballido y Cristina Martínez-Garza 297
27. Análisis de la diversidad arbórea en áreas restauradas post-incendio en el Parque Ecológico Chipinque, México
Eduardo Alanís-Rodríguez, Javier Jiménez-Pérez, Marisela Pando-Moreno, Oscar A. Aguirre-Calderón, Eduardo J. Treviño-Garza, Pamela A. Canizales-Velázquez 306
28. Evaluación de la diversidad de especies leñosas en áreas excluidas de actividades silvoagropecuarias en el matorral espinoso tamaulipeco, México
Eduardo Alanís Rodríguez, Javier Jiménez Pérez, Oscar Aguirre Calderón, Marisela Pando Moreno, Eduardo Treviño Garza, Marco A. González Tagle, Rafael Aranda Ramos, José Manuel Mata Balderas, José I. Uvalle Saucedo, Pamela A. Canizales Velázquez 317
29. Dispersión de semillas y regeneración temprana bajo plantaciones maderables en un fragmento de bosque amazónico en Guaviare, Colombia
Juan Camilo Muñoz, Nicolás Castaño y Pablo Stevenson 325
30. Avances en la rehabilitación ecológica de la cárcava Monte Caldera, San Luis Potosí
Juan Armando Sinisterra Reyes, Zoraida Calle Díaz, Enrique Murgueitio Restrepo, Manuel Sánchez Hermosillo, Gerardo Rodríguez Celestino 335
31. Evaluación del potencial natural de restauración en sabanas y bosque de piedemonte en Casanare - Colombia
Patricia Torrijos Otero, Daynover Prieto Garzón, Elena Suárez Jiménez 346
32. Resiliencia en bosques tropicales húmedos: reensamblaje de las comunidades de árboles en bosques secundarios
Natalia Norden, Robin L. Chazdon, Anne Chao, Yi-Huei Jiang, Braulio Vilchez Alvarado 359
33. Conservación y restauración de un bosque siempreverde en el centro-sur de Chile
Fernando Bustos Véliz y Pablo Donoso Hiriart 366
34. Síntesis simposio sobre restauración ecológica de ecosistemas de baja altitud
Sandra Paola Reyes B. 375

SIMPOSIO RESTAURACIÓN EN ÁREAS PROTEGIDAS

35. Proceso de restauración ecológica del área afectada por el incendio de julio de 2006, cuenca alta del río Otún, en PNN los Nevados
Jorge Lotero, Erika Nadashowsky, Germán Páez, Oscar Castellanos, Oscar Murillo, Ana Lucía Suarez, Jonh Dorance Manrique, William Vargas, Ledy Trujillo 383

36. Estrategia de restauración ecológica participativa del sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia
Anamaria Fuentes B. 403

37. Síntesis simposio sobre restauración ecológica en áreas protegidas
Animaría Fuentes Baca y Angélica Cardona Cardozo 418

SIMPOSIO RESTAURACIÓN DE ECOSISTEMAS ANDINOS

38. Potencial de regeneración del banco de semillas germinable de un bosque subandino: implicaciones para la restauración ecológica. (Reserva Biológica Cachalú – Santander. Colombia)
Angélica Cardona-Cardozo y Orlando Vargas-Ríos 430

39. Núcleos de restauración de *Lupinus bogotensis* en claros de plantaciones de *Pinus patula* y *Cupressus lusitánica*
Liz Alejandra Avila Rodríguez y Orlando Vargas Ríos 444

40. Caracterización del banco de semillas germinable de plantaciones de pinos (*Pinus patula*) y claros en regeneración natural (alrededores del Embalse de Chisacá, Bogotá - localidad de Usme - Bosque altoandino)
Mónica Borda Niño y Orlando Vargas Ríos 456

41. Estrategias para el control, manejo y restauración de áreas invadidas por retamo espinoso (*Ulex europaeus*) en la vereda el Hato, localidad de Usme, Bogotá D. C.
Olga Adriana León y Orlando Vargas Ríos 474

42. Banco de semillas germinable en áreas invadidas por retamo espinoso (*Ulex europaeus*) con diferentes edades de quema (alrededores del Embalse de Chisacá Bogotá- localidad de Usme)
Nardi Amarilis Torres Rodríguez y Orlando Vargas Ríos 491

43. Estrategias para la restauración ecológica de los páramos andinos (PNN Chingaza - Colombia)
Jennifer Insuasty-Torres, Pilar Gómez-Ruiz, Oscar Rojas-Zamora, Camilo de los Ángeles Cárdenas, Orlando Vargas 507

44. Síntesis simposio sobre Restauración de Ecosistemas Andinos
Olga Adriana León M. 526

SIMPOSIO RESTAURACIÓN DE AGROECOSISTEMAS

45. Recuperación de funciones ecológicas en fincas ganaderas con sistemas silvopastoriles intensivos, mediada por insectos parasitoides, depredadores y descomponedores
Carolina Giraldo-Echeverri, Julián Chará, Zoraida Calle & Enrique Murgueitio 534

46. El agave como elemento para la restauración de parcelas agrícolas abandonadas, en la comunidad de La Esperanza, Puebla
Laura Esther Márquez López, Christine Desiree Siebe Grabach, Leticia Merino Pérez y Roberto Lindig Cisneros 546

47. Síntesis simposio sobre restauración ecológica y agroecosistemas
Liz Alejandra Ávila Rodríguez y Laura Franco Gámez 558

SIMPOSIO RESTAURACIÓN DE HUMEDALES Y RÍOS

48. Cambios en el ambiente acuático asociados a la restauración del corredor ribereño en una quebrada afectada por ganadería en la cuenca del río La Vieja, Colombia
Julián D. Chará, Lina P. Giraldo, María del Carmen Zúñiga, Ana M. Chará-Serna, Gloria X. Pedraza 564

49. La perspectiva funcional en la restauración y rehabilitación de ríos: ejemplos desde la Península Ibérica
Arturo Elosegí y Joserra Díez 573

50. Efectos de los corredores ribereños sobre características bióticas y abióticas de quebradas ganaderas en la cuenca del río La Vieja, Colombia
Lina P. Giraldo, Julián D. Chará, María del Carmen Zúñiga, Gloria X. Pedraza, Ana M. Chará-Serna 583

51. Síntesis simposio sobre restauración ecológica de humedales y ríos
Itma Selene Torres Rodríguez 592

SIMPOSIO RESTAURACIÓN ECOLÓGICA CON PARTICIPACIÓN COMUNITARIA

52. Participación de niños y jóvenes en la investigación para la restauración de bosques
Zoraida Calle, Eudaly Giraldo, Lorena Piedrahita 599

53. Síntesis simposio sobre restauración ecológica con participación comunitaria
Jennifer Insuasty Torres 607

OTRAS SÍNTESIS DE SIMPOSIOS

54. Síntesis simposio sobre biorremediación
Mónica Bibiana Berdugo Moreno 613

55. Síntesis simposio sobre restauración ecológica de áreas afectadas por minería a cielo abierto
Julián Esteban Díaz y Samantha Corredor Velandia 619

56. Síntesis mesa redonda sobre fauna silvestre en los procesos de restauración ecológica
Julián Esteban Díaz, Diego Mauricio Cabrera y Rosario Rojas 624

57. Síntesis sobre el Plan Nacional de Restauración de Ecosistemas
Olga Lucía Ospina Arango 630



AGRADECIMIENTOS

Este libro de Memorias y la realización del I Congreso Colombiano de Restauración Ecológica, no hubieran sido posibles sin la colaboración de muchas instituciones y personas que han venido apoyando el esfuerzo por consolidar la restauración ecológica en Colombia como una disciplina de mucha importancia para la recuperación y manejo de ecosistemas, su biodiversidad y servicios ambientales.

Agradecemos a la Facultad de Ciencias, al Departamento de Biología y al Grupo de Restauración Ecológica (GREUNAL) de la Universidad Nacional de Colombia; a la Red Colombiana de Restauración Ecológica (REDCRE) y a la Academia Colombiana de Ciencias Exactas Físicas y Naturales (ACCEFYN), por toda su colaboración tanto para la realización del I Congreso Colombiano de Restauración Ecológica, como en las labores de edición y publicación de este libro de Memorias.

Agradecimientos especiales a las entidades del Distrito Capital: la Secretaría Distrital de Ambiente, al Jardín Botánico de Bogotá y al Acueducto de Bogotá, quienes han venido apoyando de una forma decisiva el desarrollo de la Restauración Ecológica en Colombia y fueron fundamentales para el éxito del Congreso y la publicación de este libro. Al Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial (MAVDT) por el apoyo para la realización del Congreso y a Colciencias por las financiaciones otorgadas para la realización de varias investigaciones sobre diferentes aspectos de la restauración ecológica, lo cual nos ha permitido consolidar el Grupo de Restauración Ecológica (GREUNAL).

Agradecimientos al Instituto Alexander von Humboldt, a la Unidad de Parques Nacionales, a la Agencia Española de Cooperación Internacional para el Desarrollo; a las Empresas Carbones del Cerrejón y a BP Exploration Company Colombia por su apoyo para la realización del Congreso.

Agradecimientos especiales a todas las personas que nos colaboraron y gracias a las cuales culminamos con éxito tanto el Congreso como la edición de este libro de Memorias. A todos muchísimas gracias por toda su ayuda y estímulo permanente.

Por último a todos los investigadores, nacionales y extranjeros, que se hicieron presentes en el I Congreso Colombiano de Restauración Ecológica y que enviaron sus artículos para la edición de este libro de Memorias.

Los Editores

PRESENTACIÓN

En 2004 se realizó el I Simposio Internacional de Restauración Ecológica en Cuba, cuyo principal logro fue dar inicio a la realización de reuniones, que permitieran la discusión de aspectos relacionados con la Restauración Ecológica en Latinoamérica y el Caribe. Este evento fue el punto de partida y el escenario para la creación de la Red Iberoamericana y del Caribe de Restauración Ecológica (RIACRE), cuya asamblea de fundación contó con la participación de más de 200 personas, representantes de 14 países de Iberoamérica y el Caribe. Después de la realización del I Simposio Internacional de Restauración Ecológica en Cuba, la Escuela de Restauración Ecológica (ERE) de la Pontificia Universidad Javeriana de Bogotá inició la conformación de la Red Colombiana de Restauración Ecológica (REDCRE), durante los años 2006 y 2007.

En Bogotá D. C. entre el 31 de julio y 3 de agosto de 2007 la REDCRE y la ERE organizaron el *I Simposio Nacional de Experiencias en Restauración Ecológica*, al cual asistieron 140 personas representantes de instituciones gubernamentales, organizaciones no gubernamentales, universidades, institutos de investigación y empresas privadas del país, quienes mostraron experiencias de restauración principalmente en áreas degradadas por uso agropecuario, minería a cielo abierto, incendios e invasión de especies exóticas.

En esta reunión científica se hizo manifiesto el trabajo de restauración ecológica desarrollado por diversos grupos de investigación en el país y se destacó la necesidad de seguir profundizando en la investigación y la práctica de la restauración ecológica en Colombia, también se convocó a una primera asamblea de la REDCRE en la cual se designó al Grupo de Restauración Ecológica de la Universidad Nacional de Colombia (GREUNAL), para continuar las labores de la REDCRE con dos tareas fundamentales: la creación de la página web de la red (www.redcre.com) y la organización del *I Congreso Colombiano de Restauración Ecológica y II Simposio Nacional de Experiencias en Restauración*, el cual tuvo lugar entre el 27 y 31 de julio de 2009, en el Centro de Convenciones Alfonso López Pumarejo de la Universidad Nacional de Colombia, sede Bogotá y cuya organización fue liderada por GREUNAL, la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales (ACCEFYN) y la REDCRE.

El evento contó con la financiación de la Secretaría Distrital de Ambiente (SDA), el Jardín Botánico de Bogotá José Celestino Mutis (JBB), el Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH), el Departamento Administrativo de Ciencia, Tecnología e Innovación (Colciencias), British Petroleum (BP), la Agencia Española para la Cooperación Internacional, la Unidad Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia (UAESPNN), el Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial (MAVDT), la Empresa de Acueducto de Bogotá y la Empresa Cerrejón.

El congreso contó con la asistencia de 455 personas procedentes de once países, entre los cuales Colombia, por ser el país anfitrión, tuvo el número más alto de participantes con un total de 398 personas, mientras que México, Venezuela y España tuvieron una participación importante respecto al número de asistentes; otros países representados en el evento fueron Perú, Chile, Argentina, Brasil, Ecuador y Estados Unidos. El éxito del I Congreso Colombiano de Restauración Ecológica y II Simposio Nacional de Experiencias en Restauración Ecológica no radicó únicamente en el número de participantes, sino en la cantidad de ellos que compartieron sus experiencias con la comunidad. Cerca del 40% de los asistentes participaron en la modalidad de expositor, donde se incluyen conferencias magistrales, presentaciones orales y carteles.

El I Congreso Colombiano de Restauración tuvo los siguientes objetivos: 1. Contribuir a la difusión de las experiencias de restauración ecológica desarrolladas en diferentes regiones del país y otros países, 2. Brindar un espacio para que entidades, grupos, investigadores y personas naturales interesadas en la restauración ecológica, interactúen e intercambien experiencias, 3. Aportar un espacio para el fortalecimiento de la Red Colombiana de Restauración Ecológica y la revisión de los logros obtenidos hasta ahora, 4. Promover la cooperación e intercambio de información, en torno al desarrollo de la Restauración Ecológica en Colombia y 5. Generar acciones concretas que permitan el desarrollo académico de nuevas líneas de investigación dentro de la Ecología de la Restauración y la implementación de nuevos programas de restauración en el país.

Este evento constituyó un espacio para el desarrollo de actividades de formación académica como cursos precongreso, conferencias magistrales y actividades de divulgación e intercambio de experiencias. Entre el 22 y 25 de julio de 2009 se realizaron dos cursos pre congreso: *“Restauración de Humedales”*, impartido por el Dr. Roberto Lindig Cisneros del Centro de Investigaciones en Ecosistemas – CIEco – de la Universidad Nacional Autónoma de México y que contó con la asistencia de 85 participantes, y *“Principios Básicos y Aplicados para la Restauración en los Trópicos”*, impartido por la Dra. Eliane Ceccon, del Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias – CRIM – de la Universidad Nacional Autónoma de México, que contó con la asistencia de 104 participantes.

Durante el congreso investigadores nacionales e internacionales que llevan a cabo investigaciones de alto nivel, presentaron 19 conferencias magistrales en las cuales se hizo una introducción a temas centrales desarrollados en simposios, que mostraron las tendencias actuales respecto a la restauración ecológica, generando debates y puntos de discusión; adicionalmente se realizaron las presentaciones de la Red Iberoamericana y del Caribe de Restauración Ecológica (RIACRE) y la Sociedad Internacional para la Restauración Ecológica (SER) como se presenta a continuación:

- **Los pasos fundamentales en la restauración ecológica.** Orlando Vargas Ríos, Grupo de Restauración Ecológica de la Universidad Nacional, GREUNAL.
- **La restauración ecológica como una construcción social.** Roberto Lindig Cisneros, Centro de Investigaciones en Ecosistemas – CIEco, Universidad Nacional Autónoma de México.
- **GEO LAC 2009: Avance en restauración y mantenimiento de bienes y servicios ambientales en Latino América y el Caribe.** Dolores Armenteras, Universidad Nacional de Colombia.
- **Ecología de la restauración ante el cambio climático.** Julio Campo Alves, Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México – México.
- **Restaurando con invasoras, restaurando contra invasoras: un caso en Bogotá.** Camilo de los Ángeles Cárdenas, Grupo de Restauración Ecológica de la Universidad Nacional, GREUNAL.
- **Evaluación de procesos ecosistémicos en ecosistemas semiáridos: una herramienta para adaptarse al cambio global.** Adrian Escudero, Area de Biodiversidad y Conservación, Universidad Rey Juan Carlos – España.
- **La restauración ecológica de áreas afectadas por minería a cielo abierto en Bogotá D.C. y la investigación como una herramienta para asegurar el éxito de los proyectos.** Ignacio Barrera Cataño, Pontificia Universidad Javeriana. Escuela de Restauración Ecológica.
- **La rehabilitación ecológica de la Ciénaga Grande de Santa Marta: lecciones aprendidas.** Ernesto Mancera, Universidad Nacional de Colombia, sede Caribe.
- **Restauración ecológica en minería: manejo experto de la escorrentía y procesos eco-hidrológicos.** José Manuel Nicolau, Departamento de Ecología, Universidad de Alcalá de Henares – España.
- **Recuperación de suelos en el contexto de la restauración forestal.** Ramón Vallejo Calzada, Fundación Centro de Estudios Ambientales Mediterráneos – CEAM, Universidad de Barcelona – España.
- **Estrategias de Restauración de Ecosistemas de Manglar en México.** Claudia Agraz, Centro de Ecología, Pesquerías y Oceanografía del Golfo de México, Universidad de Campeche – México.
- **Los bosques tropicales estacionalmente secos: una prueba ácida para la restauración.** Eliane Ceccon, Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias – CRIM, Universidad Nacional Autónoma de México – México
- **Restauración de bosques riparios de ríos y humedales.** Fernando Magdaleno, Centro de Estudios de Técnicas Aplicadas, Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas – CEDEX, España
- **Instrumentos de política para la conservación de ecosistemas: caso Protocolo Distrital de recuperación y rehabilitación de humedales en centros urbanos - Bogotá Colombia.** Sandra Montoya Villarreal, Subdirección de Ecosistemas y Ruralidad, Grupo Restauración, Secretaría Distrital de Ambiente-Bogotá.
- **Las interacciones ecológicas como motores de la restauración de la biodiversidad en hábitats degradados.** Regino Zamora, Departamento de Ecología, Facultad de Ciencias, Universidad de Granada – España.
- **Rehabilitación ecológica de agropaisajes ganaderos.** Zoraida Calle, Centro para la Investigación en Sistemas Sostenibles de Producción Agropecuaria - CIPAV, Colombia.
- **Restauración de sistemas ecológicos: Propuestas para la construcción de esquemas integrales.** Leticia Merino Pérez, Instituto de Investigaciones Sociales, Universidad Nacional Autónoma de México – México

- *Las teorías y los procesos ecológicos envueltos en diferentes etapas de restauración forestal*. Ricardo Ribeiro Rodrigues, Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal, Universidad de Sao Paulo, Brasil
- *Experiencias de restauración ecológica en el Distrito Capital*. Claudia Alexandra Pinzón, Jardín Botánico de Bogotá José Celestino Mutis.
- *La Red Iberoamericana y del Caribe de Restauración Ecológica (RIACRE)*. Jesús Matos Maderos, Grupo Cubano de Restauración Ecológica.
- *Una perspectiva global sobre restauración ecológica y el papel de SER*. Sasha Alexander, Sociedad Internacional de Restauración Ecológica.

La divulgación de experiencias en Restauración Ecológica se llevó a cabo mediante la presentación de carteles, presentaciones orales dentro de simposios y stands institucionales. Para la sesión de carteles fueron aceptados 94 trabajos que fueron presentados durante el Congreso. Las presentaciones orales se realizaron en 13 simposios y 3 mesas redondas, donde se mostraron 131 trabajos de investigación y aplicación en restauración ecológica:

1. Simposio *Restauración y Cambio Climático*. Coordinador: Dr. Julio Campo - Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México.
2. Simposio *Restauración y Especies Invasoras*. Coordinador: Biól. Felipe Ríos - Jardín Botánico José Celestino Mútis, Bogotá, Colombia.
3. Simposio *Restauración Ecológica de áreas afectadas por minería a cielo abierto*. Coordinadores: Dr.(c) José Ignacio Barrera Cataño - Escuela de Restauración Ecológica, Pontificia Universidad Javeriana, Colombia y Dr. José Manuel Nicolau - Universidad de Alcalá, España.
4. Simposio *Selección de especies para restauración*. Coordinadores: Biól. William Vargas - Corporación Paisajes Rurales, Colombia y M. Sc. Carolina Castellanos.
5. Simposio *La restauración para promover la conectividad ecológica*. Coordinadora: Biól. Clara Ligia Solano - Fundación Natura, Colombia.
6. Simposio *Biorremediación*. Coordinadora: Dra. Jenny Dussán - Centro de Investigaciones Microbiológicas (CIMIC), Universidad de los Andes, Colombia.
7. Simposio *Restauración en ecosistemas de baja altitud*. Coordinadores: Dra. Eliane Ceccon y Dr. (c) Francisco Mora - Universidad Nacional Autónoma de México – UNAM.
8. Simposio *Restauración en Áreas Protegidas*. Agr. Ana María Fuentes y Biól. Carolina Jarro - Unidad Administrativa del Sistema de Parques Nacionales Naturales (UAESPNN), Colombia.
9. Simposio *Restauración en ecosistemas costeros*. Coordinador: Ernesto Mancera - Departamento de Biología, Universidad Nacional, Sede Caribe.
10. Simposio *Restauración en ecosistemas andinos*. Coordinadores: M. Sc. (c) Olga Adriana León y Dr. (c) Camilo de los Ángeles Cárdenas - Grupo de Restauración Ecológica, Universidad Nacional de Colombia.
11. Simposio *Restauración de humedales y ríos*. Coordinadores: Coordinadores: Biól. Libia Mireya Hernández - Secretaría Distrital de Ambiente y Biól. Gabriel Guillot - Departamento de Biología, Universidad Nacional de Colombia y Biól. Byron Calvachi.
12. Simposio *Restauración de agroecosistemas*. Coordinadora: Biól. Zoraida Calle - Centro para la Investigación en Sistemas Sostenibles de Producción Agropecuaria - CIPAV, Colombia.
13. Simposio *Restauración ecológica con participación Comunitaria*. Coordinador Jorge Acevedo - Centro para la Investigación en Sistemas Sostenibles de Producción Agropecuaria - CIPAV, Colombia.

14. Mesa Redonda *La fauna silvestre en los Procesos de Restauración*. Coordinadores: Dra. Olga Montenegro, Ing. María del Rosario Rojas y M. Sc. Pedro Sánchez.
15. Mesa Redonda *Políticas de Restauración Ecológica*. Coordinadora: Ing. Olga Lucia Ospina Arango - Dirección de Ecosistemas Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial
16. Mesa Redonda *Evaluación y Seguimiento a Proyectos de Restauración*. Coordinadora: Sandra Montoya Villarreal - Secretaría Distrital de Ambiente, Bogotá D. C., Colombia.

II ASAMBLEA DE LA RED COLOMBIANA DE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA (REDCRE)

Como acto final del Congreso se realizó la presentación del Balance de coordinación por parte del Grupo de Restauración Ecológica de la Universidad Nacional de Colombia (GREUNAL) y la II Asamblea de la Red Colombiana de Restauración Ecológica. La presentación estuvo a cargo del Profesor Orlando Vargas Ríos, director del Grupo de Investigación y Coordinador General de la REDCRE. El Balance se centró en tres temas: 1- la pagina web de la REDCRE (www.redcre.com) y otros medios de divulgación, 2- el II Congreso Colombiano de Restauración Ecológica y III Simposio Nacional de Experiencias en Restauración Ecológica y 3- el futuro de la REDCRE.

La II Asamblea de la REDCRE definió como objetivo establecer una mesa de trabajo temporal encargada de la promoción de la Red como entidad de carácter formal y legal, el direccionamiento de su futuro y del estudio de las propuestas para realizar el II Congreso Colombiano de Restauración Ecológica. En la Mesa de Trabajo participaron:

Orlando Vargas Ríos – Grupo de Restauración Ecológica de la Universidad Nacional de Colombia (GREUNAL)

Oscar Rojas Zamora – Grupo de Restauración Ecológica de la Universidad Nacional de Colombia (GREUNAL)

José Ignacio Barrera – Escuela de Restauración Ecológica (ERE) de la Pontificia Universidad Javeriana.

Héctor Felipe Ríos – Jardín Botánico de Bogotá “José Celestino Mutis”

Claudia Alexandra Pinzón – Jardín Botánico de Bogotá “José Celestino Mutis”

Sandra Patricia Montoya - Subdirección de Ecosistemas y Ruralidad, Grupo de Restauración, Secretaría Distrital de Ambiente-Bogotá.

Zoraida Calle - Centro para la Investigación en Sistemas Sostenibles de Producción Agropecuaria - CIPAV, Colombia.

Ana María Fuentes - Unidad Administrativa del Sistema de Parques Nacionales Naturales (UAESPNN)

Olga Lucia Ospina Arango - Dirección de Ecosistemas Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial

El evento se consolidó como una oportunidad para que las diferentes personas, grupos de trabajo e investigación tuvieran un espacio de intercambio de experiencias, de capacitación y fortalecimiento alrededor de los conceptos y divulgación de los trabajos adelantados en diferentes ecosistemas afectados por una gran diversidad de presiones y disturbios. Como consecuencia de su alta trascendencia nacional e internacional, el evento hizo evidente la gran necesidad de generar más espacios de formación e intercambio de experiencias, alrededor de la Ecología y la Restauración Ecológica, y también resaltó la importancia de fortalecer la Red Colombiana de Restauración Ecológica (REDCRE) y sus objetivos como institución fundamental para el avance y promoción de la Restauración Ecológica como alternativa frente a la destrucción de los ecosistemas en Colombia.

La edición del presente libro de Memorias es uno de los principales productos del Congreso y es un aporte fundamental a la consolidación de la restauración ecológica en Colombia y demás países de Iberoamérica.

Oscar Rojas y Sandra Reyes
Grupo de Restauración Ecológica (GREUNAL)

INTRODUCCIÓN

La restauración ecológica es una disciplina relativamente reciente cuyo objetivo principal es proveer las bases científicas para el manejo y reparación de ecosistemas. La Sociedad Internacional para la Restauración Ecológica (SER-Society for Ecological Restoration www.ser.org) la define como *el proceso de ayudar al restablecimiento de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido*. Muchos ecosistemas en todo el mundo han sido destruidos y por consiguiente han perdido su composición original de especies, su estructura y función y en consecuencia ya no prestan ningún tipo de servicio ecosistémico. En estos ecosistemas se pueden emprender acciones de recuperación de servicios como la cobertura vegetal para el control de la erosión y manejo de inundaciones, fijación de CO₂, mejoramiento y recuperación de sistemas agrícolas y ganaderos para hacerlos sostenibles e integrados al paisaje.

La restauración es entonces una intervención que puede incluir distintas clases de actividades según el estado de alteración del ecosistema, las escalas (local, regional) y el nivel de organización (paisajes, ecosistemas, comunidades y poblaciones). De igual forma, como toda actividad humana que implica relaciones con la naturaleza y la sociedad, la restauración ecológica tiene dimensiones CIENTÍFICAS, SOCIALES, ECONÓMICAS, POLÍTICAS Y ÉTICAS. Es muy importante que el lector tenga en cuenta e identifique estos aspectos en los diferentes artículos que conforman este libro, especialmente los aspectos sociales que implican relaciones con las comunidades locales, la escala, el tipo de ecosistema, el tipo de intervención y las entidades o personas involucradas en los diferentes trabajos, con el fin de que estos tengan mayor utilidad en el desarrollo de nuevas experiencias.

Las memorias del I Congreso Colombiano de Restauración Ecológica y II Simposio Nacional de Experiencias en Restauración, están estructuradas de la siguiente manera:

En la primera parte se presentan las Conferencias Magistrales (11 artículos en total), en las cuales se examinan temas de interés general. Para las personas que se inician en la restauración ecológica se recomienda leer los dos primeros artículos, donde se plantean los temas centrales de la misma. Otras temáticas desarrolladas en esta parte del libro son: cambio climático, invasiones biológicas, recuperación de suelos, restauración en agropaisajes ganaderos, bosques secos, humedales, ríos y manglares.

La segunda parte está formada por artículos de la mayoría de simposios desarrollados durante el evento (9 en total con 42 artículos). En estos simposios se socializaron experiencias de restauración en diferentes ecosistemas como ecosistemas andinos (bosques andinos y páramos), de baja altitud (bosques húmedos y secos), humedales y ríos, con aportes importantes en aspectos fundamentales para la práctica de la restauración como: selección de especies, especies invasoras, conectividad ecológica, participación comunitaria, restauración en agroecosistemas y áreas protegidas. En esta parte se muestran en detalle las metodologías, conclusiones y recomendaciones derivadas de investigaciones realizadas en Colombia y otros países, así como síntesis en las cuales se brinda información básica de cada temática y/o se presentan los principales aportes de aquellos trabajos presentados durante el congreso, pero que por diferentes razones, no fueron incluidos como artículo extenso en la presente publicación. Finalmente, se presentan síntesis de otras temáticas desarrolladas durante el evento, para las cuales consideramos de gran importancia mostrar un acercamiento a temas como: biorremediación, restauración ecológica en áreas afectadas por minería, fauna silvestre en los procesos de restauración y el Plan Nacional de Restauración de Ecosistemas.

Esperamos que este libro contribuya de una manera decisiva al desarrollo de la Restauración Ecológica en Colombia y en general en los países de Latinoamérica.

Los editores



PRIMERA PARTE

CONFERENCIAS MAGISTRALES

I. LOS PASOS FUNDAMENTALES EN LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA

Orlando Vargas Ríos
Grupo de Restauración Ecológica
Departamento de Biología
Facultad de Ciencias
Universidad Nacional de Colombia
jovargasr@unal.edu.co

RESUMEN

En este artículo se desarrollan las principales conceptualizaciones y métodos aplicados en el desarrollo de proyectos de restauración ecológica. Se inicia con las definiciones más comunes y de fácil comprensión y se continúa con la explicación de los principales pasos: 1. Definir el ecosistema o comunidad de referencia, 2. Evaluar el estado actual del ecosistema que se va a restaurar, 3. Definir las escalas y niveles de organización, 4. Establecer las escalas y jerarquías de disturbio, 5. Lograr la participación comunitaria, 6. Evaluar el potencial de regeneración del ecosistema, 7. Establecer los tensionantes para la restauración a diferentes escalas, 8. Seleccionar las especies adecuadas para la restauración, 9. Propagar y manejar las especies, 10. Seleccionar los sitios, 11. Diseñar estrategias para superar los tensionantes para la restauración, 12. Monitorear el proceso de restauración, 13. Consolidar el proceso de restauración.

Palabras clave: restauración ecológica, manejo de ecosistemas, sucesión ecológica.

INTRODUCCIÓN

La degradación y destrucción de muchos ecosistemas en el mundo, por diferentes factores, ha acelerado la crisis ambiental debido a la reducción acelerada de los múltiples servicios ambientales que prestan los ecosistemas, como por ejemplo: la producción de agua, fijación de CO₂, ciclos de materia, suelos productivos, biodiversidad, coberturas que evitan la erosión...etc. Las tasas de destrucción de todos los ecosistemas continúan aceleradamente, debido a prácticas agrícolas, ganaderas, industriales y de explotación no sostenibles, con el agravante que muchos ecosistemas tendrán cambios desfavorables para la humanidad con el cambio climático global.

Ante esta situación el manejo de ecosistemas a través de la conservación y restauración ecológica toma fuerza cada día como única solución posible para revertir los procesos de degradación de los ecosistemas y la pérdida acelerada de la biodiversidad. Ya no basta conservar y proteger áreas representativas de ecosistemas, sino que tenemos que aprender a restaurar paisajes, ecosistemas, comunidades y poblaciones de plantas y animales, para garantizar la sostenibilidad de los sistemas naturales, seminaturales y sociales en grandes ecorregiones y de esta forma garantizar la sostenibilidad de los servicios ambientales regionales, los cuales mantienen las economías funcionando. ¿Que sería por ejemplo de la pérdida del agua de los páramos, la cual mantiene a grandes ciudades funcionando en las montañas andinas? El aumento de las tragedias por inundaciones, derrumbes, deslizamientos de tierra se debe a la pérdida de un servicio ambiental como las coberturas vegetales en laderas.

DEFINICIÓN

Antes de llegar a una definición de restauración ecológica es necesario mencionar algunos conceptos fundamentales para su comprensión:

- Un ecosistema es un área de cualquier tamaño, con una estrecha relación o asociación de sus componentes físicos (abióticos) y biológicos (bióticos) y organizado de tal manera que si cambia un componente, o subsistema, cambian los otros componentes y en consecuencia el funcionamiento de todo el ecosistema.
- Los ecosistemas son dinámicos y cambian según factores internos y externos. Dicha dinámica se conoce como sucesión ecológica.
- Los ecosistemas se recuperan por si solos cuando no existen tensionantes o barreras que impidan su regeneración. Si en un ecosistema degradado se eliminan estos tensionantes, se iniciará su regeneración natural; este proceso también se conoce

como restauración pasiva o sucesión natural. Es por esto que una de las primeras acciones para recuperar un ecosistema es retirar los factores que impiden la expresión de los mecanismos de regeneración natural.

- Cuando los ecosistemas están muy degradados o destruidos, han perdido sus mecanismos de regeneración y en consecuencia es necesario ayudarles o asistirlos en su recuperación, esto se denomina restauración activa o asistida (sucesión dirigida o asistida). La restauración activa implica, que con ayuda humana, se asista al ecosistema para garantizar el desarrollo de los procesos de recuperación y superar los tensionantes que impiden la regeneración.
- La capacidad de restaurar un ecosistema dependerá de una gran cantidad de conocimientos, como por ejemplo: el estado del ecosistema antes y después del disturbio, el grado de alteración de la hidrología, la geomorfología y los suelos, las causas por las cuales se generó el daño; la estructura, composición y funcionamiento del ecosistema preexistente, la información acerca de las condiciones ambientales regionales, la interrelación de factores de carácter ecológico, cultural e histórico: es decir la relación histórica y actual entre el sistema natural y el sistema socioeconómico; la disponibilidad de la biota nativa necesaria para la restauración, los patrones de regeneración, o estados sucesionales de las especies (por ejemplo, estrategias reproductivas, mecanismos de dispersión, tasas de crecimiento y otros rasgos de historia de vida o atributos vitales de las especies), los tensionantes que detienen la sucesión y el papel de la fauna en los procesos de regeneración.
- El éxito en la restauración también dependerá de los costos, de las fuentes de financiamiento y voluntad política de las instituciones interesadas en la restauración; pero ante todo de la colaboración y participación de las comunidades locales en los proyectos.

¿CÓMO EMPEZAR UN PROCESO DE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA?

Al escoger un área para restaurar se presenta una gran variedad de factores, tanto naturales como sociales, de los cuales dependerán las estrategias para restaurar, las cuales serán diferentes para cada sitio dentro de un mismo ecosistema; por ejemplo, sectores muy cercanos unos de otros tienen una historia de transformación y de uso actual muy diferente, como es el caso de áreas sometidas a agricultura y/o pastoreo, con plantaciones forestales con especies exóticas, áreas con especies invasoras, áreas quemadas y/o pastoreadas, o erosionadas y utilizadas para minería, de manera que se presenta una gran heterogeneidad ambiental y una historia de uso difícil de reconstruir. Otras áreas han sido tan modificadas que no presentan relictos o fragmentos del ecosistema original.

Aunque no existen recetas para restaurar un ecosistema, por la particularidad intrínseca de cada sitio, si existen recomendaciones generales basadas en las teorías y conceptos de la Ecología de la Restauración y en las experiencias acumuladas en los intentos de restaurar diferentes ecosistemas en el mundo.

PREGUNTAS CENTRALES DURANTE EL PROCESO DE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA

- ¿Cómo establecer el tipo de ecosistema que se va a restaurar?
- ¿Cuáles son los conocimientos básicos sobre el sitio que se va a restaurar?
- ¿Cuáles son los factores tensionantes para la restauración que impiden la regeneración natural de los sitios a restaurar?
- ¿Cómo se pueden superar estos tensionantes?
- ¿Qué variables se pueden monitorear, para saber si la restauración se está desarrollando?
- ¿Cómo garantizar la continuidad de un proceso de restauración?

A continuación se recomiendan 13 pasos a tener en cuenta en un proyecto de restauración ecológica. No se trata de una receta para restaurar, sino de una forma de pensar la complejidad y particularidad de los sitios a restaurar. Los pasos propuestos no necesariamente se deben seguir en el mismo orden, ni es necesario aplicarlos todos, todo depende de la particularidad de los sitios, el grado de alteración, de las escalas y los objetivos propuestos.

13 PASOS A TENER EN CUENTA EN LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA

- Definir el ecosistema o comunidad de referencia.
- Evaluar el estado actual del ecosistema que se va a restaurar.

- Definir las escalas y niveles de organización.
- Establecer las escalas y jerarquías de disturbio.
- Lograr la participación comunitaria.
- Evaluar el potencial de regeneración del ecosistema.
- Establecer los tensionantes para la restauración a diferentes escalas.
- Seleccionar las especies adecuadas para la restauración.
- Propagar y manejar las especies.
- Seleccionar los sitios.
- Diseñar estrategias para superar los tensionantes para la restauración.
- Monitorear el proceso de restauración.
- Consolidar el proceso de restauración.

En la Figura 1 se presenta la secuencia de los 13 pasos fundamentales en la restauración ecológica. La participación comunitaria es muy importante en todo el proceso de restauración y el diseño de estrategias se va retroalimentando con los conocimientos derivados de los pasos 6 a 10.

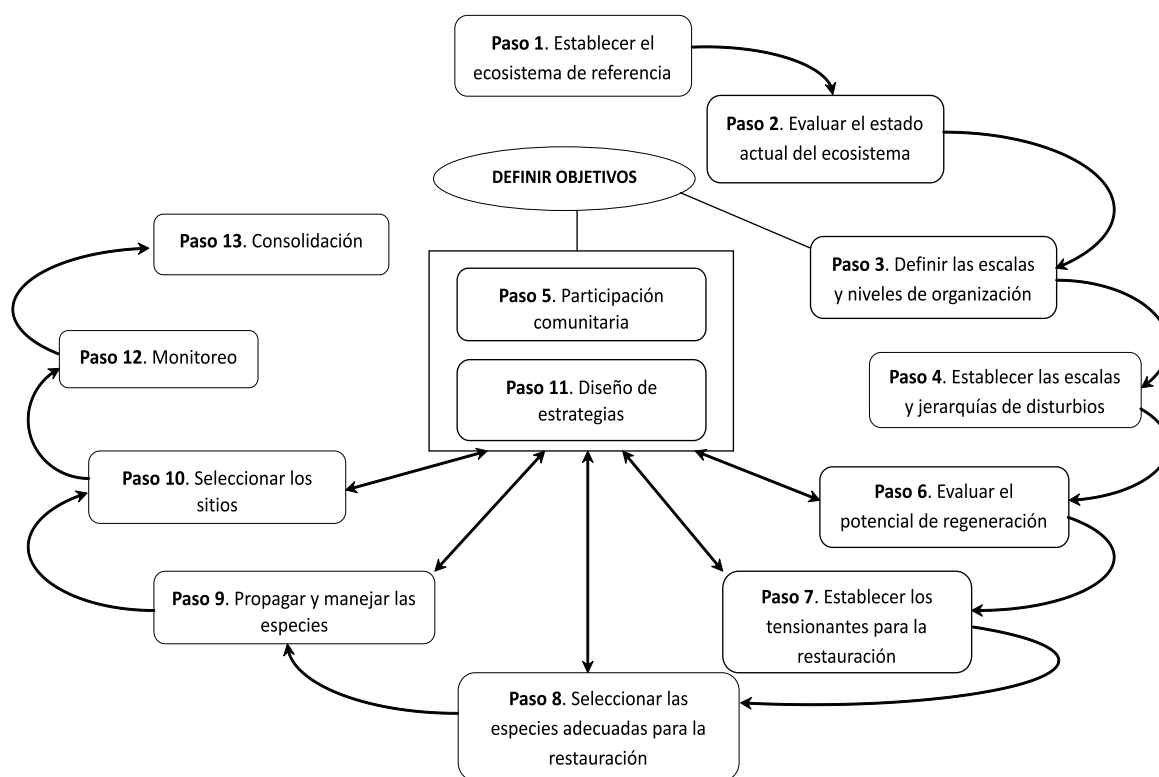


Figura 1. Secuencia y relaciones de los 13 pasos fundamentales en la restauración ecológica (Vargas 2007).

PASO 1. DEFINIR EL ECOSISTEMA DE REFERENCIA

El ecosistema de referencia sirve de modelo para planear un proyecto de restauración y más adelante, para su evaluación. No siempre es fácil identificar este referente pero la reconstrucción con base en la información de diferentes fuentes, puede dar mayor certeza de las condiciones previas anteriores a los disturbios. A continuación se presentan siete recomendaciones para establecer el ecosistema de referencia (SER 2004, Vargas 2007):

Descripciones ecológicas y listas de especies antes de la perturbación. Revistas importantes a tener en cuenta: Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas Físicas y Naturales, Revista Caldasia del Instituto de Ciencias Naturales de la Universidad

Nacional de Colombia y Acta Biológica Colombiana . Sistemas de Información Geográfica y Biológica como el Sistema Nacional Ambiental (SINA) y Sistema de Información sobre Biodiversidad de Colombia (SiB).

Fotografías históricas y recientes, tanto aéreas como terrestres y mapas del sitio del proyecto antes del daño. Buscar series de fotografías aéreas (Instituto Geográfico Agustín Codazzi) para estudiar la transformación del ecosistema y buscar relictos del ecosistema de referencia. Otras fuentes de información son IDEAM e INGEOMINAS.

Remanentes del sitio que se ha de restaurar que indiquen las condiciones físicas anteriores y la biota. En los paisajes aun quedan relictos o parches de la vegetación original, que pueden indicar trayectorias sucesionales posibles del ecosistema original y que tienen una muestra importante de las especies sucesionales tempranas y tardías del ecosistema original.

Descripciones ecológicas y listas de especies de ecosistemas similares e intactos. Con base en la información de especímenes de herbario y museos. Los herbarios de Colombia, principalmente del Herbario Nacional Colombiano (COL), y los herbarios regionales como el herbario amazónico (SINCHI), PSO (Pasto) CAUP (Popayán), CUVIC (Cali), LLANOS (Villavicencio), HUA (Antioquia), COAH (Bogotá), JAUM (Antioquia), FMB (Villa de Leiva), ya que albergan mucha información sobre especies y su distribución. Adicionalmente la información proveniente de los institutos de investigación como: Instituto de Ciencias Naturales (ICN), Instituto Alexander Von Humboldt (IAvH), Instituto de Estudios Ambientales y Meteorología (IDEAM), Instituto de Investigaciones del Pacífico (IIAP), Instituto de Investigaciones Amazónicas (SINCHI) e Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (INVEMAR).

Versiones históricas e historias orales de personas familiarizadas con el sitio del proyecto antes del daño. Los cronistas de Indias, los viajeros y naturalistas, la Expedición Botánica, la Comisión Corográfica aportan muchos datos interesantes sobre distribución de plantas, que pueden ayudar a establecer tipos de vegetación que existieron en un lugar determinado. La reconstrucción por tradición oral, cuando es relativamente reciente, es una gran fuente de información de especies y su distribución.

Evidencias paleoecológicas. En Colombia gracias a los trabajos del Dr. Thomas van de Hammen y colaboradores, se tiene una muy buena bibliografía de la historia de clima y vegetación de casi todos los grandes biomas (véase por ejemplo van der Hammen 1992 y las publicaciones de la serie EL CUATERNARIO DE COLOMBIA).

PASO 2. EVALUAR EL ESTADO ACTUAL DEL ECOSISTEMA

Se hace una evaluación de las condiciones previas y actuales del ecosistema. En esta fase se empieza a tener evidencia del problema para poder precisar posteriormente los objetivos de restauración.

Recomendaciones para evaluar los atributos del estado actual del ecosistema:

CONDICIONES DEL PAISAJE

- a. Ubicación de relictos o parches del ecosistema original.
 - Número de parches, tamaño, forma, conectividad.
- b. Tipos de usos de la tierra donde se encuentran los relictos (potreros, cultivos, plantaciones). Usos de la tierra en un ciclo anual y su relación con las áreas a restaurar.

CONDICIONES BIÓTICAS

- a. Tipos de comunidades: Composición de especies, dinámica de la vegetación (tipos de sucesiones ecológicas: herbáceas, arbustivas, arbóreas; estratificación).
- b. Ubicación de poblaciones de especies sucesionales tempranas y tardías.
- c. Fauna dispersora de semillas.

CONDICIONES ABIÓTICAS

- a. Estado del suelo y el agua: Valoración físico-química, contaminación, erosión, niveles freáticos.
- b. Hidrología y geomorfología: Flujo de agua superficial, hidrodinámica estacional, cambios en niveles freáticos, acumulación de sedimentos, tipos de pendientes.

- c. Clima regional: distribución de las precipitaciones, duración de la estación seca, fluctuaciones diarias de las temperaturas, frecuencia de heladas.

PASO 3. DEFINIR LAS ESCALAS Y NIVELES DE ORGANIZACIÓN

Los proyectos de restauración ecológica abarcan diferentes niveles de organización, desde poblaciones de especies y comunidades a ecosistemas o paisajes (Erenfeld 2000, Lake 2001). En cada nivel se definen objetivos de trabajo diferentes y consecuentemente los procesos críticos que se deben tener en cuenta para la restauración cambian según la escala y el nivel de análisis. Para definir los objetivos de un proyecto de restauración es necesario primero precisar escalas y su relación con los niveles de organización.

ESCALA LOCAL Y NIVEL DE ESPECIE

Esta aproximación pretende la recuperación de poblaciones de una especie en particular, tratando principalmente de recrear el hábitat de dicha especie. La ventaja de esta aproximación es que posee un objetivo muy claro, que es el rescate mismo de la especie (Erenfeld 2000). Las especies clave deben ser prioridad, pues de ellas depende la persistencia de una gran cantidad de organismos. En algunos proyectos es necesario iniciar proyectos a una escala de parcela, principalmente en el caso de las plantas.

ESCALA LOCAL Y NIVEL DE COMUNIDAD

La restauración a nivel de comunidades hace énfasis en el restablecimiento de la comunidad original, especialmente con fines de preservación de comunidades raras o en peligro de extinción, o la restauración de trayectorias sucesionales de especies pioneras. La restauración de comunidades constituye el enfoque primario de una parte importante de los esfuerzos de restauración en la actualidad (Erenfeld 2000), para lo cual la teoría de la sucesión ecológica y su aplicación es la base para la restauración ecológica. Cuando es necesario hacer experimentos haciendo combinación de especies es necesario trabajar a escala de parcela con diseños de tratamientos.

ESCALA REGIONAL O NIVEL ECOSISTÉMICO

En la actualidad, la escala a la cual se recomienda establecer los objetivos para la restauración es la escala regional a nivel de ecosistema, en este caso el objetivo de la restauración es principalmente la recuperación de algunas funciones del ecosistema. Esta visión implica que lo que se debe retornar a su estado predisturbio, son las condiciones ecológicas que garantizan la recuperación de la composición, estructura y función del ecosistema, integrando los procesos a gran escala con los de pequeña escala (Herrick *et al.* 2006). La perspectiva ecosistémica posee la ventaja de que permite visualizar todos los procesos fundamentales de funcionamiento de un ecosistema, especialmente en los procesos ligados a las sucesiones naturales (Cairns 1987).

ESCALA DE PAISAJE

La restauración a escala de paisaje implica la búsqueda de la reintegración de ecosistemas fragmentados y paisajes, más que el enfoque sobre un único ecosistema. De hecho, aún si el objetivo de la restauración es planteado a escala ecosistémica, se requiere una visión del proceso a una escala de paisaje, puesto que las funciones ecosistémicas están relacionadas con flujos de organismos, materia y energía entre las diferentes unidades del paisaje (SER 2004). Sin embargo, para la mayoría de paisajes un retorno completo a la situación histórica es poco probable, dado el cambio constante de los procesos que definen el desarrollo de comunidades y ecosistemas (van Diggelen *et al.* 2001).

DEFINICION DE OBJETIVOS

A partir del paso 3 se van precisando los objetivos del proyecto de restauración y sus escalas. Se va definiendo el estado deseado dentro de las posibles trayectorias sucesionales posibles del ecosistema. Cuando el proyecto es de escala regional es importante que inicien activamente su participación las comunidades locales para definir los objetivos.

Los objetivos se deben establecer con mucha claridad para lograr que el proyecto tenga éxito en términos de efectividad y costos. Se debe estar seguro del tipo de influencias externas que pueden afectar el desarrollo del proyecto.

Un aspecto importante para la definición de los objetivos se relaciona con el presupuesto destinado para el desarrollo del proyecto de restauración, ya que de estos recursos depende la extensión del área a intervenir, el personal contratado para las diversas funciones, la cantidad de estrategias que puedan ser implementadas y el tiempo que dure la implementación, evaluación y monitoreo. Los presupuestos pueden variar dependiendo del objetivo de la restauración ya que si sólo se trata de una recuperación o rehabilitación implica menos inversión en rescatar el ecosistema con toda su estructura y funcionalidad.

En algunos proyectos es necesario hacer investigación básica y es necesario tenerlo en cuenta en los costos, en otros proyectos es necesario contratar muchos jornales para la siembra de especies, remoción de plantas invasoras y adecuación de las áreas, construcción y mantenimiento de viveros para la propagación y crecimiento de plantas nativas. En general hay que tener en cuenta lo costos de personal, pago de jornales, compra de materiales, construcciones si son necesarias y pago de transportes. Es muy importante poder evaluar la relación costo-efectividad de diferentes técnicas de restauración.

PASO 4. ESTABLECER LAS ESCALAS Y JERARQUÍAS DE DISTURBIO

Todos los ecosistemas están sujetos a un régimen de disturbios naturales y antrópicos, la combinación de éstos establece una dinámica espacial y temporal en los paisajes (Pickett & White 1985, Collins 1987). Por ejemplo, algunos ecosistemas presentan un régimen de disturbio complejo que incluye fuego, pastoreo y disturbio del suelo por animales; cada uno de los cuales difiere en escala, frecuencia e intensidad.

Los principales disturbios naturales son: deslizamientos, vulcanismo, huracanes, tormentas, lluvias y vientos fuertes, inundaciones, heladas, disturbios producidos por animales y fuegos naturales. Disturbios antrópicos se relacionan con ganadería y agricultura, minería, deforestación, quemas, la construcción de obras civiles (embalses, oleoductos y carreteras), explotación de especies, siembra de especies forestales exóticas, invasiones biológicas. La tabla 1 presenta los disturbios antrópicos y naturales más frecuentes en los ecosistemas colombianos.

Tabla 1. Principales disturbios antrópicos y naturales en los ecosistemas de Colombia.

Disturbios antrópicos	Ecosistemas terrestres	Ecosistemas de agua dulce	Ecosistemas costeros
Deforestación			
Sistemas de producción extensiva e intensiva (agricultura y ganadería)			
Potrerización			
Sistemas productivos forestales no sostenibles			
Invasiones biológicas			
Cultivos ilícitos			
Quemas			
Dsecación de turberas			
Minería			
Contaminación			
Sobreexplotación de recursos biológicos			
Desarrollo industrial y urbanístico			
Modificación de regímenes hidrológicos			
Sedimentación			
Pesca con dinamita y/o red de arrastre			
Disturbios naturales			
Huracanes			
Terremotos y maremotos			
Fuegos			
Inundaciones			
Deslizamientos			
Vulcanismo			

DIMENSIÓN ESPACIAL Y MAGNITUD

La escala espacial se refiere a la extensión del disturbio, en términos de las dimensiones físicas de la zona afectada, expresadas en unidades de área o de volumen. La magnitud por su parte, se relaciona con la fuerza, intensidad o severidad del disturbio (Gleason & van der Maarel 1992).

DIMENSIÓN TEMPORAL

Incluye frecuencia y predictibilidad de la perturbación. En algunos casos, como por ejemplo los disturbios por fuego, la estación climática en que éste ocurre también debe considerarse en esta dimensión. Según la frecuencia, los disturbios pueden clasificarse como *raros*, si ocurren en un tiempo menor al lapso de vida de las especies más longevas; o *frecuentes*, si ocurren muchas veces dentro del lapso de vida de las especies menos longevas (Noble & Slatyer 1980). En la mitad del espectro están los disturbios *recurrentes*, como fuegos, inundaciones, eventos climáticos extremos y ataque de plagas. Existen también disturbios *continuos*, como el pastoreo intensivo, los cuales suelen tener un impacto significativo sobre las comunidades, especialmente, sobre aquellos ecosistemas que no han evolucionado con esta perturbación como parte de su dinámica.

A continuación se resaltan aspectos de los disturbios que afectan con mayor frecuencia los ecosistemas tropicales:

- **Deforestación:** En Colombia la deforestación es el principal disturbio antrópico que afecta a todos los ecosistemas terrestres y algunos costeros. Las actividades que mayor deforestación generan en los bosques tropicales son la extracción selectiva de maderas de gran valor económico, el establecimiento de sistemas de producción agrícolas y ganaderos y cultivos ilícitos, la explotación de minerales a cielo abierto, la expansión urbana, la construcción de obras de infraestructura, entre ellas carreteras y embalses, así como la extracción de leña para combustible y cercas vivas, cuyo impacto es a menor escala que todas las anteriores (Etter 1998, Kattan 2002, Rodríguez-B. & van Hoof 2004).

En el caso específico de los bosques andinos se ha encontrado que han sufrido una transformación entre el 70 - 93% desde el año 1800 hasta nuestros días; de una extensión potencial de 184.710 km² de bosques montanos se estima que únicamente persiste el 10% (Cavelier 1997, Cavelier *et al.* 2001, Rangel 2000). Algunos estimativos indican que en Colombia queda sólo el 10 % de los bosques andinos originales (Henderson *et al.* 1991) y 5% de bosques altoandinos (Carrizosa-U. 1990).

- **Sistemas de producción extensiva e intensiva (Agricultura y Ganadería):** Estas perturbaciones no sólo tienen efectos puntuales en la composición, estructura y diversidad de la biota y del suelo, sino que alteran la dinámica hídrica, los flujos de nutrientes y la capacidad regenerativa natural de los ecosistemas, lo cual puede llevar a comunidades propias de sucesiones detenidas (sucesiones secundarias) o incluso desviadas (ecosistemas degradados), también producen compactación del suelo, lixiviación de nutrientes y pérdida de materia orgánica (Román-D. *et al.* 2007).
- **Sistemas productivos forestales no sostenibles:** En Colombia se iniciaron las plantaciones forestales de especies introducidas, durante el período 1940 y 1996, como consecuencia de la política económica y ambiental, que buscaba convertir al país en una potencia forestal y utilizar las especies sembradas como estrategia en programas de reforestación (Mendoza & Etter 2002).
- **Cultivos ilícitos:** La coca (*Erythroxylon coca*) y la marihuana (*Cannabis indica*) prosperan en zonas bajas con terrenos ondulados o quebrados, en altitudes comprendidas entre 500 y 1500 metros, mientras que la amapola (*Papaver somniferum*) suele desarrollarse en altitudes superiores a 2000 m. El establecimiento de estos cultivos da lugar a la deforestación de grandes áreas, se pierden enormes cantidades de biomasa, suelos que no tienen vocación agrícola y que son de mayor valor si están cubiertos por vegetación natural y aumenta el riesgo de extinción de numerosas especies de fauna y flora (Díaz-P. 1998).
- **Potreringación:** Es el reemplazo de los bosques por potreros dominados por especies herbáceas exóticas. Esta matriz continua de pastos constituye una barrera física que impide la llegada de las semillas dispersadas al suelo y su posterior implantación (Meli 2003), se incrementa la depredación de semillas después de la dispersión (Holl 1999) y se retarda la llegada de especies sucesionales tempranas y tardías (Klejin 2003); el establecimiento de las plántulas disminuye, dado que el crecimiento radicular se dificulta, desaparece el banco de plántulas, el banco de semillas y se afectan las micorrizas del suelo esenciales para la germinación y el crecimiento de la mayoría de las plantas vasculares (Aide & Cavelier 1994).

- **Minería:** Cuando la minería es efectuada, los ecosistemas retornan a una condición primaria muchas veces irreversible y se cambia en amplia escala la topografía e hidrología. La minería trae consigo cambios drásticos en la estructura del suelo por cuanto la maquinaria pesada empleada ejerce grandes presiones sobre este y es inevitable la compactación. Adicionalmente factores climáticos como el viento y la precipitación contribuyen aceleradamente al proceso de erosión. Los efectos producidos por la minería en los ecosistemas incluyen destrucción del paisaje, degradación del entorno visual, disturbios en cursos de agua, destrucción de tierras destinadas a la agricultura y reserva forestal, daño de tierras con propósitos de recreación, ruido, polvo, tráfico de camiones y maquinaria pesada, sedimentación y erosión, hundimientos de tierra y vibración por explosiones.
- **Paramización:** Es el fenómeno que se presenta cuando las especies de páramo que son altamente competitivas y que están restringidas a elevaciones mayores, ocupan niveles altitudinales inferiores a los que corresponden. Este fenómeno determina la aparición de enclaves o sectores situados dentro del dominio climático del orobioma de Selva Andina, donde el clímax boscoso original es substituído por etapas subseriales, cuya composición florística y fisionomía se asemejan a las que caracterizan el orobioma páramo (Hernández-C. 1997). Se presenta cuando el proceso de deforestación va acompañado por quemas repetidas, cultivos y potrerización (Velasco & Vargas 2007). Los niveles actuales de paramización, impiden precisar entre los límites de páramos climáticos y páramos antrópicos (Luteyn 1999, Hernández-C. 1997, Rangel 2000).
- **Exclusión del fuego:** En los ecosistemas de sabana la protección prolongada contra las quemas puede tener efectos marcados sobre la diversidad de especies, contribuye al incremento de especies leñosas y favorece a las especies menos adaptadas a este disturbio natural, conduciendo en algunos casos a ecosistemas con una fisionomía más boscosa (Moireira 2000).
- **Desertificación:** Se refiere a la disminución o destrucción del potencial biológico de la Tierra, que puede desembocar definitivamente en condiciones de tipo desértico y constituye un aspecto del deterioro generalizado de los ecosistemas. La desertificación es originada e incrementada principalmente por actividades humanas (Velasco-M. 1991). Sus causas son variadas y con frecuencia están interconectadas, entre ellas el sobrepastoreo, la tala para uso de leña como combustible o para construcción, el uso de técnicas inadecuadas de cultivo, el manejo deficiente de irrigación, actividades de urbanización, la construcción de vías y el cambio climático (Bainbridge 2007). La salinización en particular usualmente da lugar a una disminución de la cobertura vegetal, pérdida de la superficie de suelo, reducción de la infiltración y la formación de cortezas duras en el suelo, las cuales incrementan el índice de erosión y reducen el establecimiento de plántulas (van der Berg & Kellner 2004).

PASO 5. CONSOLIDAR LA PARTICIPACIÓN COMUNITARIA

Como hemos mencionado la restauración ecológica es una actividad con diferentes escalas espaciales y temporales, en las cuales los disturbios antrópicos juegan un papel importante en cualquier escala que se elija. La pérdida de los servicios ambientales de los ecosistemas es también una preocupación de las gentes en cualquier región y por consiguiente hay que tener en cuenta tanto el manejo regional como las necesidades de las comunidades locales. Por eso es muy importante que la gente participe activamente, desde su formulación en los proyectos de restauración, esto puede garantizar su continuidad y consolidación (Cano & Vargas 2007).

Es muy importante explorar la aceptabilidad que tendría el eventual programa de restauración, en función del entorno socioeconómico que prevalezca en el área, con especial atención a las aspiraciones propias de las comunidades humanas locales, en términos del futuro que desean.

Los conocimientos que tienen las poblaciones humanas locales sobre su región, su historia de uso, la ubicación de las especies y en algunos casos su propagación son conocimientos de gran importancia en el éxito de los proyectos.

De esta forma la educación ambiental se vuelve más práctica y se puede consolidar a corto y largo plazo una educación ambiental para la restauración ecológica de la región.

La restauración ecológica es una actividad de largo plazo y por consiguiente quienes deben garantizar la continuidad de los proyectos son las poblaciones locales con apoyo de organizaciones locales, municipales, departamentales y nacionales.

**CLAVES PARA EMPRENDER UN PROYECTO DE RESTAURACION ECOLOGICA CON PARTICIPACIÓN
COMUNITARIA (CANO & ZAMUDIO 2006)**

La comunidad debe ser contemplada como una unidad integral. Es necesario promover la participación de adultos (mujeres y hombres), jóvenes, niños y niñas y generar procesos de trabajo entre:

- Comunidad campesina: Trabajadores agrícolas de diferentes edades y géneros.
- Comunidades indígenas.
- Comunidad escolar: profesores, padres de familia y alumnos.
- Entidades locales: Asociaciones comunitarias, ONG's, Organizaciones indígenas, Organizaciones Ambientales, Entidades estatales que participan en la conservación regional de los recursos.
- Investigadores de la conservación y restauración ecológica: biólogos, ecólogos, ingenieros forestales, antropólogos, sociólogos, geógrafos y trabajadores sociales.

ENFOQUES CONCEPTUALES

- Investigación Acción Participativa: Mediante este enfoque se plantea a las comunidades como grupo investigador y transformador de su propia realidad.
- Conservación con Base Comunitaria: Se refiere al manejo de recursos naturales a través de la participación de las comunidades.
- Manejo Local de Recursos: Corresponde a la recuperación, conservación y protección de la flora y fauna en su hábitat natural, teniendo en cuenta la característica de los ecosistemas y el valor cultural que le otorgan las comunidades humanas.

HERRAMIENTAS METODOLÓGICAS

- Cartografía social: Esta metodología considera el territorio como referente espacio – temporal y busca su representación por medio de la construcción colectiva de mapas, en donde se muestran las percepciones locales del entorno natural, político, económico y cultural.
- Recorridos Territoriales: Metodología que complementa la cartografía social. A través de ellos se puede precisar y actualizar la información consignada en los mapas de territorio.
- Conversatorios: Son encuentros con diferentes participantes en los cuales se busca el diálogo de saberes sobre un tema específico. En ellos, aparecen puntos de vista distintos y se procura establecer consensos de opinión.

RECOMENDACIONES

- Diseñar participativamente estrategias de acción para recuperar los elementos de los ecosistemas.
- Seleccionar las áreas donde se implementarán las acciones de restauración (fincas, áreas de interés comunitario, áreas de conservación).
- Integrar el conocimiento local y promover su aplicación en las estrategias de restauración.
- Difusión de técnicas de propagación de especies nativas y manejo de viveros e invernaderos.
- Integración del tema de la restauración ecológica en los programas académicos de los centros educativos.
- Realización de actividades prácticas e investigativas con los estudiantes de escuelas y colegios y los padres de familia.
- Fortalecimiento del conocimiento de los funcionarios públicos con relación a la restauración ecológica.

- Creación participativa de materiales que divulguen el conocimiento local y las acciones de restauración iniciadas (herbarios, plegables informativos, cartillas, boletines).
- Encuentros comunitarios en los cuales se reúnan diferentes tipos de participantes para intercambiar experiencias de Restauración Ecológica.

Tanto para la conservación y restauración de ecosistemas es muy importante lograr que las instituciones del estado puedan ofrecer incentivos económicos a las comunidades o propietarios locales. En este sentido la conservación y restauración deben ir juntas puesto que el mantenimiento de servicios ambientales se logra tanto por la conservación como por la restauración ecológica. Con la restauración ecológica se recuperan servicios ambientales como el agua, la fijación de CO₂, suelo, biodiversidad y control de la erosión, entre otros. Por esta razón es muy importante que quien demuestre recuperación de servicios ambientales, tenga una retribución económica.

PASO 6. EVALUAR EL POTENCIAL DE REGENERACIÓN

En la fase diagnóstica la evaluación del potencial de regeneración se refiere a la disponibilidad de especies en la región, su ubicación, abundancia, su etapa sucesional. El potencial de regeneración se define entonces, como el conjunto de especies nativas y trayectorias sucesionales que ofrece un paisaje. En esta fase se tiene una aproximación a las especies pioneras y a las especies de sucesión tardía, a las especies dominantes, codominantes y raras y sobre todo a las especies que potencialmente pueden ser utilizadas en experimentos y programas de restauración.

Algunas de las trayectorias sucesionales pueden servir como ecosistema o comunidad de referencia y es importante conocer muy bien su composición de especies, estratificación y los mecanismos de regeneración de las especies: bancos de semillas, bancos de plántulas, bancos de retoños y los mecanismos de dispersión en el paisaje.

Muchas especies pueden estar extintas localmente, pero no regionalmente, es por esto que es necesario tener muy claro el contexto regional.

PASO 7. ESTABLECER LOS TENSIONANTES PARA LA RESTAURACIÓN A DIFERENTES ESCALAS

Por tensionantes o barreras a la restauración ecológica se entiende todos aquellos factores que impiden, limitan o desvían la sucesión natural en áreas alteradas por disturbios naturales y antrópicos (Vargas *et al.* 2007).

Los tensionantes para la restauración ecológica pueden clasificarse en dos tipos: ecológicos y socioeconómicos. Los de tipo ecológico se relacionan con los factores bióticos y abióticos resultantes del régimen de disturbios natural y antrópico, los cuales influyen en los diferentes mecanismos de regeneración y colonización de las especies, es decir, los procesos necesarios para que ocurra la **dispersión** de propágulos (principalmente semillas), el **establecimiento** de las plántulas y la **persistencia** de los individuos y las poblaciones de plantas. Los de tipo socioeconómico son todos los factores políticos, económicos y sociales que limitan los procesos de regeneración natural, principalmente los tipos de uso de la tierra.

1. Tensionantes para la dispersión de las plantas
2. Tensionantes para el establecimiento de las plantas
3. Tensionantes para la persistencia de las plantas
4. Tensionantes sociales

TENSIONANTES ECOLÓGICOS

I. FASE DE DISPERSIÓN

Los tensionantes en la fase de dispersión de propágulos son causados generalmente por la fragmentación y pérdida de hábitats y la extensión de matrices de potreros, cultivos y especies exóticas. Estos tensionantes hacen referencia al destino de los propágulos (p.ej. el destino de las semillas). Los más comunes a la dispersión son:

1. Ausencia de polinizadores
2. Ausencia de propágulos (principalmente semillas)
3. Ausencia de animales dispersores

4. Corta longevidad de las semillas y germinación impedida
5. Ausencia de plantas niñeras o plantas facilitadoras
6. Predación de semillas
7. Ausencia de un banco de semillas del ecosistema original
8. Matriz continua de pastos que impide la regeneración
9. Presencia de especies invasoras o colonizadoras agresivas

2. FASE DE ESTABLECIMIENTO

La fase de establecimiento comprende la germinación de las semillas y el crecimiento y sobrevivencia de las plántulas. Los tensionantes al establecimiento pueden clasificarse en dos grandes grupos relacionados con factores abióticos y bióticos.

Factores abióticos	Factores bióticos
<ol style="list-style-type: none"> 1. Ausencia de micrositios para el establecimiento de las plántulas 2. Restricciones climáticas (sequía, heladas, inundaciones) 3. Suelo inadecuado (erosión, compactación, contaminación, ausencia o exceso de nutrientes, pérdida de materia orgánica) 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Ausencia de micorrizas 2. Hojarasca gruesa que impide el establecimiento 3. Herbivoría 4. Competencia 5. Presencia de especies invasoras

3. FASE DE PERSISTENCIA

La fase de persistencia hace referencia a que una especie una vez establecida pueda crecer y cumplir su ciclo normalmente, sin ser disminuida su biomasa o que algún factor le cause mortalidad. Ejemplos son:

Factores abióticos	Factores bióticos	Factores sociales
<ol style="list-style-type: none"> 1. Restricciones climáticas (Sequía, heladas, inundaciones) 2. Fuegos naturales 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Competencia 2. Herbivoría 3. Plagas 4. Presencia de especies invasoras 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Pastoreo y agricultura 2. Fuegos antrópicos 3. Introducción de especies invasoras 4. Corte

PASO 8. SELECCIONAR LAS ESPECIES ADECUADAS PARA LA RESTAURACIÓN

La selección de especies para la restauración es un aspecto muy importante, puesto que el éxito de los proyectos depende de la capacidad para dicha selección (Tabla 2).

Del listado de especies y sus trayectorias sucesionales registrado en el potencial de regeneración, se seleccionan las especies más importantes bajo una escala de atributos o rasgos que pueden ser útiles en los sitios que se van a restaurar. Por ejemplo, para áreas en donde hay que recuperar el suelo es muy importante combinar especies fijadoras de nitrógeno con especies que produzcan gran cantidad de hojarasca. En esta fase es necesario combinar el conocimiento de la gente y el conocimiento de expertos locales y científicos.

PASO 9. PROPAGAR Y MANEJAR LAS ESPECIES

Una vez seleccionadas las especies se presenta el problema de la consecución del material, dado que muchas especies no se consiguen en los viveros locales, o las cantidades no son suficientes para las necesidades del proyecto.

La propagación es la capacidad de las plantas para reproducirse, ya sea de forma sexual o vegetativa (asexual); la primera de estas se da por medio de las semillas y la segunda mediante células, tejidos y órganos. Existen tres tipos de propagación vegetativa: 1. la propagación por rizomas, estacas, esquejes, bulbos, tubérculos, estolones y segmentos de órganos como tallos y hojas; 2. la propagación por injertos donde segmentos de una planta se adhieren a otra receptiva más resistente de mejores características; y 3. la propagación *in vitro*, en la cual células, partes de tejido u órganos son cultivados en condiciones controladas de laboratorio (Cardona 2007).

Tabla 2. Ejemplo de atributos para tener en cuenta en la selección de especies (Adaptado de Rodríguez & Vargas 2007).

Atributos para la selección de plantas		
Morfológicos	Reproductivos	Otros
Planta completa *Hábito: arbusto, árbol, hierba *Altura	*Reproducción sexual *Reproducción vegetativa	Nivel poblacional: frecuencia, abundancia y tipo de distribución de la especie (individuos aislados o agrupaciones)
Copa *Forma de la copa *Cobertura de la copa (diámetro aproximado) *Densidad de follaje	Estrategia de dispersión de las semillas: *Zoocoria, anemocoria y/o barocoria (tipo de fruto)	Asociación *Tipo de asociación con otras especie nativas y/o exóticas) *Presencia de micorrizas
Hoja *Área foliar específica. *Contenido de Materia Seca. *Cociente peso fresco/peso seco *Tipo de hoja	Estrategia de Polinización *Ornitofilia, entomofilia o anemofilia (tipo de flor)	*Tolerancia a la luz. *Resistencia a heladas. *Fijadora de nitrógeno. *Producción de hojarasca (diaria, semanal, mensual) *Defensas anti-herbívoros. * Estado fitopatológico: nivel de ataque
	*Banco de semillas *Banco de plántulas *Banco de retoños	*Usos tradicionales y/o industriales potenciales: protección márgenes hídricas y nacederos; control erosión, recuperación de suelos y protección taludes; cerca viva; ornamental ; barrera contra heladas *Prestación de Servicios Ambientales

Un problema muy común para la restauración ecológica, es la escasez de propágulos de especies pioneras que inicien la sucesión y de especies de estados sucesionales más avanzados que permitan no solo la recuperación de la estructura del ecosistema, sino también de la composición del mismo.

La construcción de viveros o invernaderos es muy importante para la propagación y crecimiento permanente del material requerido. En ciertos casos, los costos de construcción de un vivero son altos. En estos casos es posible conseguir plántulas o rebrotes o sembrar directamente las semillas en el área a restaurar.

PASO 10. SELECCIONAR LOS SITIOS

La selección de los sitios a restaurar, o donde se van a realizar experimentos, debe hacerse cuidadosamente. En este paso ya hay un conocimiento de lo que sucede a diferentes escalas, principalmente como actúa el régimen de disturbios naturales y antrópicos.

El conjunto de recomendaciones para la selección de los sitios hace referencia principalmente a una combinación de factores abióticos, bióticos y las poblaciones humanas locales (Vargas 2007).

1. Ubicación en sitios accesibles: En lo posible buscar sitios accesibles. Las facilidades logísticas son de gran importancia para garantizar el éxito del proyecto. Se deben tener en cuenta los siguientes aspectos:

- a. Vías o caminos de acceso, o sitios cercanos en donde no sea difícil el transporte de los materiales necesarios.

- b. Fácil acceso para personas mayores y niños, con el fin de emprender acciones de participación y educación.
- c. Facilidades para realizar la fase de monitoreo.

2. Áreas de interés comunitario.

En los proyectos de restauración es muy importante que se discuta con la comunidad los sitios prioritarios para restaurar. Lo ideal es que la comunidad participe en la selección de los sitios, por algún interés especial relacionado con servicios ambientales, como agua, detener la erosión, recursos de amplia utilización por las comunidades.

3. Definir si aún persisten en el sitio los disturbios y predecir si se pueden volver a presentar. Si no se eliminan de una forma definitiva los factores tensionantes es posible que el proyecto no sea viable. En algunos ecosistemas donde los disturbios hacen parte de su dinámica natural es importante restaurar la frecuencia de disturbios, como por ejemplo inundaciones, fuegos, hidrología. Tener en cuenta las recomendaciones de las comunidades locales en cuanto a fenómenos estacionales como inundaciones, fuegos, heladas.

4. Se debe explicar a las comunidades locales sobre el papel de los disturbios y perturbaciones en los procesos ecológicos.

5. Evaluar con las comunidades locales las actividades humanas, buscando la mayor compatibilidad posible con el proyecto. Evaluar si algunas prácticas culturales son compatibles con el desarrollo de proyectos de restauración. Por ejemplo el uso estacional de recursos.

6. Establecer si en el sitio o en sus alrededores se presentan poblaciones muy abundantes de pequeños herbívoros como conejos, curíes, que se puedan convertir estacionalmente o permanentemente en una barrera por su impacto de herbivoría sobre las especies nativas.

7. Se debe evaluar si hay especies invasoras en el sitio o en los alrededores y evitar que se introduzcan estas especies tanto de plantas como de animales. Planear actividades continuas con la comunidad, para el manejo de especies invasoras.

8. No es recomendable remover especies introducidas naturalizadas (no invasoras) que cumplen una importante función ecológica.

9. Evaluar los gradientes topográficos naturales y patrones de drenaje.

10. Restablecer el régimen del flujo hidrológico natural.

11. Evaluar el estado del suelo.

PASO II. DISEÑAR ESTRATEGIAS PARA SUPERAR LAS BARRERAS A LA RESTAURACIÓN

Se plantean cinco conjuntos de estrategias para superar las barreras a la restauración (Brown & Lugo 1994, Vargas 2007):

1. Basadas en la remoción y control de los tensionantes leves (frecuencia de quemas, sobrepastoreo, tasa de cosecha, erosión moderada)
2. Basadas en la adición de especies (plantas, animales o microorganismos) o materiales (fertilizantes, materia orgánica, agua)
3. Basadas en la regulación de la tasa de procesos ecosistémicos, es decir, los flujos entre los compartimientos (ej: regular la composición y estructura del suelo para sincronizar liberación de nutrientes y captación vegetal de estos).
4. Basadas en la remoción de los tensionantes severos.
5. Basadas en la regulación de las fuentes de entradas de energía.

En algunos pastizales de los trópicos se han utilizado muchas estrategias, de las cuales, se destacan entre las mas comunes: a) manejo de la regeneración natural b) distribución de perchas para aves, artificiales y/o naturales c) utilización de árboles aislados o vegetación remanente presente en el área a restaurar d) incorporación de árboles de especies pioneras nativas, e) recolección y trasplante de plántulas presentes dentro de la misma área a restaurar o en los alrededores.

Se trabajan y plantean otras opciones de carácter específico, dependiendo del sitio de trabajo, igual o más apropiadas para la recuperación de áreas degradadas, algunas de ellas son: a) dispersión manual de semillas b) aprovechamiento de rebrotes, c) utilización de troncos en descomposición, d) formación de micrositos en los cuales se favorezca la germinación y crecimiento de las plántulas, e) sistemas agroforestales, f) aplicación de suelo donado proveniente del ecosistema de referencia, g) siembra de plántulas provenientes del banco de semillas, h) formación de islas de recursos o núcleos de facilitación, i) plantaciones forestales de especies nativas como catalizadoras de sucesión, j) uso del pastoreo para controlar el crecimiento de los pastos y para ayudar a dispersar semillas, k) cercos vivos y barreras rompevientos, l) establecimiento y ampliación de corredores riparios, m) tratar o reemplazar los suelos degradados, n) formación de doseles, o) ampliación de bordes de bosque.

Todas las estrategias anteriores se pueden clasificar en: a) manipulación del ambiente físico, b) manipulación del ambiente químico, c) manipulación del ambiente biótico (Perrow & Davy 2002). La participación comunitaria se debe tener en cuenta como una estrategia.

A continuación se explican brevemente algunas de las estrategias más comunes en restauración ecológica (Vargas 2007):

ELIMINACIÓN DE DISTURBIOS O BARRERAS

- Erradicación de las matrices de pastos invasores: para facilitar la recolonización por parte de las especies nativas, es necesario eliminar de las zonas de restauración los pastos que han colonizado estas áreas por causa del pastoreo y abandono de cultivos. Debido a que la mayoría de estas especies invasoras son altamente competitivas se requiere de varias estrategias como erradicación manual, competencia con otras especies y tratamientos de sombra para lograr un control efectivo.
- Creación de refugios artificiales para fauna: con la acumulación de troncos, piedras y algo de vegetación, se pueden formar agrupaciones que pueden servir como albergues temporales o sitios de paso para la fauna nativa (Velasco-Linares 2007). Mejorar las condiciones abióticas para el desplazamiento de las especies favorece simultáneamente la dispersión zoocora de muchas especies vegetales.
- Controlar los impactos del turismo mal dirigido: es importante que las comunidades locales y habitantes de la zona, reconozcan y valoren sus recursos naturales asociados a los páramos, por lo tanto se espera que las actividades turísticas puedan continuar de forma organizada. Para esto se requiere el establecimiento de una brigada ambiental local (entrenada en el manejo de los recursos y atención a los turistas), educación ambiental en escuelas y organizaciones locales, y establecimiento de un centro de información (Llambí *et al.* 2005).
- Utilización de perchas artificiales para aves: Con esta estrategia se busca aumentar la dispersión de semillas en potreros. Son estructuras en madera con diferentes arreglos, que permiten la llegada de aves a la matriz de pastizal, dando lugar a un aumento significativo de la tasa de deposición de semillas de plantas ornitócoras y la implantación de individuos que no llegan en condiciones naturales, teniendo consecuencias en la aceleración de la recuperación del bosque, así como en la acumulación de un banco de semillas del bosque.

SELECCIÓN Y PROPAGACIÓN DE ESPECIES

- Evaluación del banco de semillas: tomar muestras de suelo y hojarasca del sitio a restaurar para conocer su composición de especies y la distribución espacial de las semillas (Moscoso & Diez 2005). Con base en esta evaluación se podría determinar la capacidad de regeneración natural del ecosistema y cómo ha variado la estructura en consecuencia de las perturbaciones (Parker *et al.* 1989, Bakker *et al.* 1996). A partir del banco de semillas se puede obtener material vegetal para ser utilizado en el enriquecimiento de las áreas a restaurar.
- Propagación de material vegetal nativo adecuado para el sitio de intervención: a partir del ecosistema de referencia o de las áreas circundantes en buen estado de conservación se recolectan semillas y plántulas de las especies de interés (Cole 2007), lo cual evitaría los costos que implica la adquisición de semillas de vivero o individuos juveniles. La reintroducción de ciertas especies puede incrementar significativamente los niveles de materia orgánica y desencadenar el proceso de sucesión secundaria en áreas agropecuarias degradadas y abandonadas (Zahawi 2005). Esta estrategia puede estar acompañada con fertilización y deshierbe, en el caso de pastizales (Román-D. *et al.* 2007).

- Uso de árboles remanentes: los árboles remanentes desempeñan un papel crítico en la recuperación de los bosques naturales al aumentar la dispersión de semillas, mejorar las condiciones microclimáticas e incrementar los nutrientes del suelo. Debe alentarse la retención de algunos árboles semilleros en áreas intervenidas y la plantación o el mantenimiento de árboles en tierras agrícolas a fin de mejorar la calidad del hábitat mientras se usa la tierra para la agricultura y facilitar su recuperación si la tierra es abandonada (OIMT 2002).
- Siembra directa de semillas: debido a los disturbios, la continuidad del páramo se ve afectada y hay muchas especies que no forman banco de semillas o que éste ha sido degradado por algún disturbio, por lo tanto, se puede superar esta barrera a la dispersión, adicionando propágulos en sitios donde difícilmente pueden llegar las especies por sus propios mecanismos, más aun cuando han perdido potenciales dispersores animales (Velasco-Linares 2007).
- Siembra de plántulas en parcelas de enriquecimiento: posterior a la propagación de las semillas en condiciones de vivero o invernadero, las plántulas obtenidas se siembran en conjunto con especies fijadoras de N o que tengan micorrizas para un mejor aprovechamiento de los nutrientes del suelo (Velasco-Linares 2007).
- Montaje de viveros locales: en asociación con las comunidades vecinas de las áreas a restaurar puede promoverse la propagación de las diferentes especies utilizadas en las estrategias de forma que se de continuidad a los procesos en escalas de tiempo mayores e igualmente pueden ser fuente para desarrollar otras estrategias.

CREACIÓN DE MICROSITIOS Y MATRICES DE VEGETACIÓN

- Siembra de especies niñeras facilitadoras: Por facilitación se entiende el efecto positivo de una especie o cierto tipo de vegetación sobre el crecimiento, supervivencia y desarrollo de otra(s) especie(s), en comparación con unas condiciones existentes en el ambiente exterior. Se han desarrollado técnicas para restaurar potreros degradados en los trópicos por medio de la siembra de plántulas debajo de árboles, matorrales o cultivos niñeros; en estas estrategias se propone también sembrar especies de crecimiento rápido, que forman dosel en poco tiempo y que mejoran las condiciones del suelo al fijar nitrógeno o asociarse con micorrizas. La siembra de especies niñeras debe estar acompañada también de un conjunto más diverso de especies cuando no hay suficiente dispersión de propágulos en el sitio.
- Formación de núcleos activos de dispersión: por medio de la siembra de especies arbustivas y herbáceas nativas atrayentes de animales dispersores y polinizadores. Se utilizan individuos adultos, con altura superior a 1 m. y que estén dispersando semillas o en floración. Con esto no sólo se atrae fauna a la zona de restauración, también ayuda a la regeneración natural (Velasco-Linares 2007).
- Creación de un relieve microtopográfico para generar y aumentar los micrositos: por medio de pequeños aclareos en zonas donde el suelo está muy compactado, puede modificarse la estructura por medios mecánicos, creando espacios que puedan ser colonizados por las especies de la zona, permitiendo el flujo de gases y agua que serán aprovechados por los propágulos que allí se encuentren. También se facilita la consecución de nutrientes porque la remoción aumenta la heterogeneidad del suelo (Velasco-Linares 2007).
- Siembra de especies arbustivas nativas atrayentes de polinizadores y dispersores: seleccionar especies nativas que sirvan para atraer diversos animales que actúen como dispersores o polinizadores de otras especies también, por lo tanto, estas especies deben ser generalistas en este aspecto.
- Regeneración natural: Se debe utilizar en áreas poco perturbadas. En esta estrategia se utilizan los servicios de animales asociados a los frutos y/o semillas de la región. Permite la creación de “núcleos” de regeneración que tienen la función de facilitar el establecimiento de nuevas plantas. Esta estrategia se basa en los principios de la sucesión ecológica, sin embargo no siempre es posible prever las características de las especies que llegarán. Una ventaja importante de esta estrategia es el bajo costo, aunque su éxito dependerá de las características climáticas y del paisaje regional (Rondón & Vidal 2007).
- Ampliación de bordes utilizando bancos de plántulas y retoños: hacer rescate de plántulas y retoños de los parches de bosque existente y utilizarlos para el avance de los bordes del bosque (Acosta & Vargas-Ríos 2007).
- Disturbios experimentales que inicien la sucesión: En ambientes transformados la inducción de un disturbio en el sistema logra generar las condiciones que pueden iniciar o reactivar un proceso sucesional, disminuir la presencia de especies invasoras, liberar recursos que permitan el establecimiento de especies nativas, entre otros. Los disturbios experimentales

simulan unas condiciones específicas y sus variaciones dependen de los objetivos planteados, los cuales están sujetos a las condiciones del sitio a restaurar: pueden enfocarse a controlar una especie invasora, reducir la influencia de una especie dominante y aumentar el recurso disponible como la especie de colonización, los nutrientes y el agua del suelo. Pueden efectuarse de manera manual o mecánica y pueden actuar de manera directa o indirecta. Con la aplicación de disturbios experimentales también se busca generar un cambio en el patrón sucesional, al reducir o eliminar la cobertura de las dominantes y con esto disminuir la competencia por el recurso. También busca reabastecer los recursos agotados, reducir la herbivoría, eliminar tóxicos acumulados en el sustrato, generar condiciones como mayor intensidad lumínica y ampliar la fluctuación de la temperatura, que estimule la germinación de especies latentes en el banco de semillas.

RECUPERACIÓN DE SUELOS

- Remoción de la vegetación epigea e hipogea: para facilitar el proceso de establecimiento de las especies nativas, es necesario remover la vegetación que no es propia del ecosistema para dar espacio a las nativas. No sólo basta remover las partes aéreas ya que muchas de las plantas de páramos pueden reproducirse clonalmente, por lo cual hay que eliminar también el sistema radicular hasta donde sea posible, sin remover o alterar mucho el suelo.
- Enmiendas para mejorar las condiciones del suelo: En sitios altamente deteriorados se requiere el enriquecimiento de nutrientes en el suelo, mediante el uso de enmiendas orgánicas y/o químicas. Los fertilizantes químicos poseen una alta capacidad para suplir nutrientes escasos y pueden servir para obtener una cobertura vegetal rápidamente. Este tipo de resultados pueden ser útiles en casos donde es necesario recuperar algunas características ambientales, tales como cobertura vegetal protectora, estabilidad de suelos, o retención de agua en un corto tiempo, sin esperar recuperar la composición o estructura del ecosistema.

Por otra parte la enmienda orgánica puede aumentar el potencial de reforestación, especialmente en sitios altamente degradados, pero estudios realizados en áreas secas, han mostrado que este tipo de enmiendas puede causar una alta mortalidad en las primeras etapas de las plántulas. Una enmienda orgánica muy utilizada para la recuperación de suelos en sitios altamente alterados son los biosólidos, obtenidos a partir de aguas residuales, que contienen altas cantidades de materia orgánica, fósforo (P), potasio (K) y alta humedad.

- Descompactación mecánica del suelo: en sitios disturbados principalmente por ganadería, ya que el pisoteo del ganado modifica principalmente las características hidráulicas del suelo, lo cual afecta el desarrollo del sistema radicular de las especies haciendo que sean más susceptibles de ser removidas fácilmente (Basset 2005). Esta descompactación puede hacerse con herramientas de labranza, de forma que no se genere una alteración más grave al usar maquinaria más pesada.
- Trasplante de suelo de zonas sin disturbio en bloques o desmoronado: Con esta estrategia se busca introducir al ecosistema a restaurar: microfauna del suelo, varias fuentes de propágulos y enriquecimiento de nutrientes y se aprovecha la capacidad de algunas especies de tener semillas que se mantienen viables en el suelo, formando bancos de semillas que podrían expresarse cuando se den las condiciones necesarias (Velasco-Linares 2007). Esta estrategia puede propiciar la formación de pequeños nichos de regeneración y colonización, además de favorecer la variabilidad genética (Tres & Reis 2007).
- Combinación de estrategias entre remoción de la vegetación superficial, adición de enmiendas y siembra de especies (Cole 2007). Con esto se busca acelerar el proceso sucesional al realizar varios pasos simultáneamente que logren superar la barrera al establecimiento y reducir la escala de tiempo para la obtención de resultados.
- Restaurar la fertilidad del suelo, dejando que los periodos de descanso entre cultivos sean más de 5 años. Por medio del análisis de la biomasa microbiana se obtiene un buen estimativo del grado de disturbio debido a la agricultura (Llambí & Sarmiento 1999).
- Empleo de endomicorrizas: Los hongos formadores de micorrizas (HMVA) dependen de la planta para el suministro de carbono, energía y de un nicho ecológico, a la vez que entregan nutrientes minerales, especialmente los poco móviles como el fósforo, también estimulan la producción de sustancias reguladoras de crecimiento, incrementan la tasa fotosintética, promueven ajustes osmóticos cuando hay sequía, aumento de la fijación de nitrógeno por favorecer a las bacterias simbióticas asociativas, incrementan la resistencia a plagas, la tolerancia a estrés ambiental, contribuyen a mejorar la agregación del suelo y ser mediadores de muchas de las acciones e interacciones de la microflora y la microfauna que

ocurren en el suelo, alrededor de las raíces. Luego de un disturbio forestal el inoculo de micorriza puede ser insuficiente, incrementar la densidad de micorrizas a través de la inoculación es crucial para una regeneración exitosa, además se pueden reducir los costos de producción, por la disminución de tiempo de permanencia de las plantas en el vivero. Se pueden variar las especies de HMVA que se emplean, las cuales pueden ser nativas o comerciales, la composición del inoculo el cual puede ser monoespecífico o poliespecífico y en cuanto al tipo de inoculo, que puede componerse de esporas aisladas, raicillas colonizadas por HMVA, suelo con esporas.

Una estrategia integral de conservación y restauración ecológica en paisajes rurales se conoce como HERRAMIENTAS DE MANEJO DEL PAISAJE (Lozano-Zambrano 2009). El objetivo principal de esta estrategia es aumentar la calidad de los hábitats para la fauna, aumentar la cobertura nativa e incrementar la conectividad de los elementos del paisaje rural, restaurando corredores de hábitats.

Las principales estrategias utilizadas son:

- Conservación de remanentes de ecosistemas naturales, para lo cual se hacen cerramientos de bosques remanentes con cercas vivas de aislamiento.
- Enriquecimiento del bosque secundario con especies nativas.
- Ampliación de parches de bosque o cañadas.
- Incremento de la conectividad a través de la formación y restauración de corredores biológicos.
- Cercas vivas mixtas en las fincas y ganadería sostenible.
- Mantenimiento y siembra de árboles dispersos en los potreros.
- Participación de los propietarios de las fincas en todo el proceso.

PASO 12. MONITOREAR EL PROCESO DE RESTAURACIÓN

Dentro de un proceso de restauración ecológica, el monitoreo consiste en el seguimiento y evaluación continuos de los cambios que experimenta el ecosistema, bajo los diferentes tratamientos de restauración aplicados. Este monitoreo constante tiene como objetivo final asegurar el éxito en la restauración ecológica, ya que brinda la información necesaria para evaluar y ajustar las prácticas de restauración, de modo que puedan ser modificadas en cualquier momento; de esta manera, si los resultados obtenidos en los tratamientos aplicados son negativos o indeseables, dichos tratamientos se modifican o detienen; por el contrario, si se obtienen resultados positivos, estos tratamientos se continúan, multiplican, y si es posible, se mejoran (Block *et al.* 2001, Brunner & Clark 1997, Díaz 2007).

El diseño del programa de monitoreo debe realizarse en el mismo momento en el que se plantean los objetivos de la restauración y se planean los tratamientos que serán aplicados. De esta manera, un monitoreo ecológico efectivo se entiende como un proceso que acompaña al proceso de restauración desde el diagnóstico del estado actual del ecosistema, y continúa durante la implementación de los tratamientos y el desarrollo de los mismos, terminando en el momento en que se considera que el ecosistema ha recuperado su integridad ecológica (Holl & Cairns 2002).

En el diseño de un programa de monitoreo para la restauración ecológica, es importante tener en cuenta los siguientes aspectos (Díaz 2007):

- a. Definir los objetivos del programa de monitoreo en el mismo momento en que se definen los objetivos de la restauración ecológica, y en concordancia con estos.
- b. Establecer las escalas espaciales y temporales (monitoreo a corto y largo plazo), en las cuales se desarrollarán la restauración ecológica y el programa de monitoreo.
- c. Seleccionar los parámetros que se han de monitorear y los indicadores ecológicos adecuados para evaluar su desempeño.
- d. Escoger la metodología adecuada para el monitoreo de los diferentes indicadores ecológicos.

TIPOS DE MONITOREO EN RESTAURACIÓN ECOLÓGICA

Uno de los puntos importantes a tener en cuenta al diseñar el programa de monitoreo, es que existen dos tipos de monitoreo relevantes en restauración ecológica: el monitoreo de implementación o de corto plazo y el monitoreo de efectividad o de largo plazo (Block *et al.* 2001).

El monitoreo de implementación busca evaluar si los tratamientos de restauración se llevaron a cabo como fueron diseñados, cuantificando los cambios que ocurren en el ecosistema inmediatamente después de los tratamientos. Este seguimiento de los primeros cambios en el ecosistema en restauración, permite determinar si la estrategia de manejo implementada está cumpliendo con el objetivo propuesto, lo cual se logra a través del análisis de la respuesta del sistema ecológico a escalas espaciales y temporales pequeñas. Este monitoreo permite ajustar las estrategias de manejo rápidamente, cuando los resultados de la evaluación indican que los cambios en el ecosistema están tomando direcciones indeseadas.

En el monitoreo de efectividad se busca determinar si se cumplió con el objetivo último de la restauración, mediante análisis realizados a escalas espacio-temporales más grandes. En este monitoreo se evalúa si los principales patrones y procesos ecológicos del ecosistema se recuperaron. La información obtenida en este monitoreo, permite además redefinir los objetivos de restauración ecológica y ajustar la estrategia de manejo (Herrick *et al.* 2006).

LA ELECCIÓN DE LOS INDICADORES ECOLÓGICOS PARA EL MONITOREO DE LA RESTAURACIÓN

Uno de los pasos cruciales en el diseño del monitoreo, es la selección de los indicadores adecuados. Estos son variables que permiten evaluar el estado del ecosistema en cualquier punto del proceso de restauración, con respecto a los objetivos de restauración.

En el momento de definir estas variables, es importante elegir aquellas que cumplan con ciertas características, entre las cuales se destacan las siguientes (véase Díaz 2007):

- Ser definibles claramente.
- Ser fácilmente medibles e interpretables.
- Ser útiles para múltiples análisis.
- No tener carácter destructivo.
- Brindar el máximo de información por unidad de área.
- Proveer información con respecto al incremento en las características deseables y la reducción de las no deseables.

El plan de restauración entonces debe tener las siguientes características:

- Los datos recopilados y los resultados deben ser acumulativos y estar disponibles para futuras experiencias de restauración.
- La eficiencia de los datos tomados debe ser maximizada y los costos minimizados para garantizar un menor esfuerzo de muestreo
- El monitoreo debe realizarse a diferentes escalas que correspondan con los objetivos propuestos.
- Se deben seleccionar atributos que sean monitoreables, los cuales permitan tener datos en mediciones repetidas en el tiempo.
- Los protocolos de seguimiento y toma de datos deben ser claramente delineados para que puedan tener continuidad.

PASO 13. CONSOLIDAR EL PROCESO DE RESTAURACIÓN

La consolidación de un proyecto de restauración implica que se han superado casi todas las barreras a la restauración y que el ecosistema marcha de acuerdo a los objetivos planteados, las labores de mantenimiento y monitoreo deben indicar que el proceso marcha satisfactoriamente y el ecosistema empieza a mostrar variables de autosostenimiento, como el enriquecimiento de especies, la recuperación de la fauna, el restablecimiento de servicios ambientales relacionados con la calidad del agua y el suelo.

La importancia de consolidar áreas en proceso de restauración se fundamenta en los siguientes aspectos (Vargas 2007):

1. Garantizan la permanencia de procesos que se pueden monitorear a largo plazo.
2. Permiten ajustar trayectorias sucesionales del ecosistema que se pretende restaurar, según los resultados del monitoreo.
3. Consolidan el conocimiento de las especies adecuadas (tasas de crecimiento, estrategias reproductivas).

4. Se ponen a prueba conocimientos en ecología.
5. Facilitan el ensayo de nuevos grupos de especies sucesionales tempranas y tardías, dentro del potencial total de regeneración del ecosistema.
6. Se recupera adecuadamente la fauna nativa, principalmente su estructura trófica.
7. Son áreas permanentes de investigación, educación y divulgación para la conservación y restauración de ecosistemas.
8. Generan conocimientos aplicables a otras áreas del mismo ecosistema y a otros tipos de ecosistemas.
9. Permiten que las comunidades locales (niños y niñas, jóvenes y adultos), tengan una participación permanente en los programas de restauración.
10. Permiten que los funcionarios locales tengan una actividad en todas las fases de los proyectos de restauración.
11. Centralizan esfuerzos de instituciones de orden nacional, regional y local y consolidan grupos de investigación de instituciones académica.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a los biólogos Sandra Reyes, Pilar Gómez y Julián Díaz toda su colaboración en la elaboración de este artículo. Este trabajo hace parte de un trabajo más amplio de lineamientos para la restauración ecológica de los ecosistemas de Colombia que el Grupo de Restauración Ecológica de la Universidad Nacional elaboró para el Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial.

BIBLIOGRAFÍA

- Acosta, M. & O. Vargas-Ríos. 2007. Ampliación de fragmentos de bosque altoandino. En: Orlando Vargas-Ríos (Ed.) Estrategias para la restauración ecológica del bosque altoandino. El caso de la Reserva Forestal de Cogua, Cundinamarca. Segunda edición. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá.
- Aide, T. M. & J. Cavelier. 1994. Barriers to lowland tropical forest restoration in the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Restoration Ecology* 2: 219-229.
- Bakker, J., P. Scholud, P., Strykstra, R., Bekker, R. & K. Thompson. 1996. Seed banks and seed dispersal: important topics in restoration ecology. *Acta Bot. Neerl.* 45(4), 461-490.
- Bainbridge, D. A. 2007. A Guide for Desert and Dryland Restoration: A new hope for Arid Lands. Society for Ecological Restoration International. Island Press. Washington D. C. USA.
- Basset, I., Simcock, R. & D. Mitchell. 2005. Consequence of soil compactation for seedling establishment: implications for natural regeneration and restoration. *Austral Ecology* 30 p. 827-833.
- Block, W. M., A. B. Franklin, J. P. Ward, Jr., J. L. Ganey & G. C. White. 2001. Design and implementation of monitoring studies to evaluate the success of ecological restoration on wildlife. *Restoration Ecology* 9 (3): 293-303.
- Brown, S. & A. E. Lugo. 1994. Rehabilitation of tropical lands: a key to sustaining. *Restoration Ecology* 2(2): 97-111.
- Brunner, R. D. & T. W. Clark. 1997. A Practice-based Approach to Ecosystem Management. *Conservation Biology* 11: 48-58.
- Cairns, J. 1987. Disturbed Ecosystems as Opportunities for Research in Restoration Ecology. En: Jordan, W.R., Gilpin, M. & Aber, J. (Eds.). *Restoration Ecology. A Synthetic Approach to Ecological Research*. Pp. 307-320. Cambridge University Press.
- Cano I. y N. Zamudio 2006. Recuperar lo nuestro: una experiencia de restauración ecológica con participación comunitaria. O. Vargas y Grupo de Restauración Ecológica (eds). Universidad Nacional de Colombia, Acueducto de Bogotá, Jardín Botánico, DAMA.

- Cano, I. y O. Vargas. 2007. Lograr la participación comunitaria. En: O. Vargas (ed.). Guía Metodológica para la restauración ecológica del bosque altoandino. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá.
- Cardona, A. 2007. Propagación de especies En: O. Vargas (ed.) Guía Metodológica para la restauración ecológica del bosque altoandino. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá.
- Carrizosa-U., J. 1990. La selva andina. En: J. Carrizosa-U. & J. Hernández-C. (eds). Selva y Futuro. El Sello Editorial, Bogotá.
- Cavelier J. 1997. Selvas y Bosques Montanos. En: Chavez, M. E. & N. Arango. (eds.). Informe Nacional sobre el estado de la biodiversidad Colombia. Tomo I. Diversidad Biológica. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, Colombia.
- Cavelier, J., D. Lizcano & M.T. Pulido. 2001. Colombia. En: M. Kappelle & A. Brown (eds) Bosques Nublados del Neotrópico. Instituto Nacional de Biodiversidad INBio. Costa Rica.
- Cole, D. 2007. Seedling Establishment and Survival on Restored Campsites in Subalpine Forest. *Restoration Ecology* Vol. 15, No. 3, pp. 430–439.
- Collins, S. 1987. Interaction of disturbances in Tallgrass prairie: a field experiment. *Ecology* 68(5): 1243 – 1250.
- Díaz, R. 2007. El monitoreo en la restauración ecológica. En: O. Vargas (ed.). Guía Metodológica para la restauración ecológica del bosque altoandino. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá.
- Díaz-P., S. 1998. El medio ambiente colombiano y los cultivos ilícitos. *Rev. Acad. Colomb. Cienc.* Vol XXII, N° 83: 173-186.
- Ehrenfeld, J.G. 2000. Defining the Limits of Restoration: The Need for Realistic Goals. *Restoration Ecology* 8(1): 2-9.
- Etter, A. 1998. Bosque húmedo tropical. Págs: 106 – 133. En: Chavez. M. E. & N. Arango. (eds.). Informe Nacional sobre el estado de la biodiversidad Colombia 1997. Tomo I. Diversidad Biológica. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. SantaFé de Bogotá, Colombia.
- Gleason-Lewin, D.C. y E. van der Maarel. 1992. Patterns and processes of vegetation dynamics. Pp. 11-59. En: D.C. Gleason-Lewin, R. Peet y Th. Veblen (Eds). *Plant Succession. Theory and Prediction*. Chapman and Hall.
- Hernández-C., J. 1997. Comentarios preliminares sobre la paramización en los Andes de Colombia. Premio a la vida y obra 1997. Fondo Fen Colombia.
- Herrick, J.E., G.E. Schuman y A. Rango. 2006. Monitoring ecological processes for restoration projects. *Journal for Nature Conservation* 14: 161-171.
- Holl, K. 1999. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate and soil. *Biotropica* 31 (2): 229-242.
- Holl, K., Loik, M., Lin, V. & I. Samuels. 2000. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. *Restoration Ecology* 8, pp.339-349.
- Holl, K. & J. Cairns. 2002. Monitoring and appraisal. pp. 411-432. En: Perrow M. R. & A. J. Davy (Eds.). *Handbook of Ecological Restoration*. Cambridge University Press. Cambridge U.K.
- Hoobs, R. J. y D. A. Norton. 1996. Towards a conceptual framework for restoration ecology. *Restoration Ecology* 4(2): 93-110.
- Klejin, D. 2003. Can establishment characteristic explain the poor colonization success of late successional grassland species on exarable land?. *Restoration Ecology* 11(2): 131-138.
- Lake, P. S. 2001. On the Maturing of Restoration: Linking Ecological Research and Restoration. *Ecological Management and Restoration* 2(2): 110-115.
- Llambí, L.D., & L. Sarmiento. 1999. Ecosystem restoration during the long fallow periods in the traditional potato agriculture of the Venezuelan High Andes. En: Price, M. (Ed). *Global Change in the Mountains: Proceeding of the European Conference of Environmental and Societal Change in Mountain Regions*. Parthenon Publishing. New York, pp. 190-192.

- Llambí, L.D., Smith, J., Pereira, N., Pereira, A., Valero, F., Monasterio, M. & M. Dávila. 2005. Participatory planning for biodiversity conservation in the high tropical Andes: are farmers interested?. *Mountain Research and Development* Vol 25, No 3, pp. 200–205.
- Lozano-Zambrano, F. H. (ed). 2009. Herramientas de manejo para la conservación de biodiversidad en paisajes rurales. Instituto de Investigación de los Recursos Biológicos Alexander von Humboldt y Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca (CAR) Bogotá D.C. Colombia 238 p.
- Luteyn, J. 1999. Páramos: why study them?. In: Baslev & J. Luteyn (Eds.). *Paramo and Andean ecosystem under human influence*. Academic Press.
- Kattan, G. H. 2002. Fragmentación. Patrones y Mecanismos de Extinción de especies. En: Guariguata, M. & G. Kattan (Eds). *Ecología de la conservación de Bosques Neotropicales*. Libros Universitarios Regional. Costa Rica.
- Ministerio del Medio Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial - MAVDT. 2002. Programa para el Manejo Sostenible y Restauración de Ecosistemas de la Alta Montaña Colombiana: PÁRAMOS. Bogotá D.C., Colombia.
- Mendoza, J. & A. Etter. 2002. Multitemporal analysis (1940-1996) of land cover changes in the southwestern Bogotá High-plain (Colombia). *Landscape and Urban planning* 59: 147-158.
- Meli, P. 2003. Restauración ecológica de bosques tropicales: veinte años de investigación académica. *Interciencia*. 28(10): 581-589.
- Moreira, A. 2000. Effects of fire protection on savanna structure in Central Brazil. *Journal of Biogeography*, 27, 1021–1029.
- Moscoso, L. & M. Diez. 2005. Banco de semillas en un bosque de roble de la cordillera central colombiana. *Rev.Fac.Nal.Agr. Medellín*. Vol.58, No.2, pp. 2931-2943.
- Munshower, F. F. 1994. *Practical Handbook of Disturbed Land Revegetation*. Lewis Publishers. Boca Ratón, Florida.
- Noble, I. R. & R. O. Slatyer. 1980. The use of vital attributes to predict successional change in plant communities subjects to recurrent disturbances. *Vegetatio* 43: 5 -21.
- Parker, V., Simpson, R. & M. Leck. 1989. Pattern an process in the dynamics of seed banks. En: Leck, M., Parker, V. & R. Simpson (Eds.) *Ecology of Soil Seed Banks*. Academic Press Inc. San Diego, California.
- Perrow, M.R. y A.J. Davy (eds). 2002. *Handbook of Ecological Restoration*. Cambridge University Press.
- Pickett, S. T. & P. White (Eds). 1985. *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press Inc., San Diego, California, 472 pp.
- Rangel-Ch. J.O. (Ed). 2000. *Colombia Diversidad Biótica III, la región de vida paramuna de Colombia*. Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia. Instituto Alexander von Humboldt. Bogotá, Colombia.
- Rodríguez B., M. & B. van Hoof. 2004. Desempeño ambiental del sector palmero en Colombia: Evaluación y perspectivas. Fedepalma. Bogotá D. C., Colombia.
- Rodríguez, N. y O. Vargas 2007. Especies leñosas nativas claves para la restauración ecológica del embalse de Chisacá, basados en rasgos importantes de su historia de vida. Pp181 – 198. En: O. Vargas (ed.). *Restauración ecológica del bosque altoandino. Estudios Diagnósticos y experimentales en los alrededores del embalse de Chisacá (Localidad de Usme, Bogotá D.C)*. Universidad Nacional de Colombia y Acueducto de Bogotá.
- Román-D., F., Levy T. S., Perales R. H., Ramírez M., N., Douterlungne, D. & S. López Mendoza. 2007. Establecimiento de seis especies arbóreas nativas en un pastizal degradado en La Selva Lacandona, Chiapas, México. *Ecología Aplicada*, 6: (1,2).
- Rondón, J. A. & R. Vidal. 2005. Establecimiento de la Cubierta Vegetal en áreas degradadas (Principios y Métodos). *Rev. For. Lat.* N° 38, Págs. 63 – 82.
- SER. Society for Ecological Restoration International Science, Grupo de Trabajo sobre Ciencia y Política. 2004. Principios de SER Internacional sobre restauración ecológica. www.ser.org y Tucson: Society for Ecological Restoration International.

- Tres, D. & A. Reis. 2007. La nucleación como propuesta para la restauración de la conectividad del paisaje. II Simposio Internacional sobre restauración ecológica. http://iras.ufsc.br/images/stories/cuba_paisagem_deisy.pdf
- van den Berg L. & K. Kellner. 2004. Restoring degraded patches in a semi-arid rangeland of South Africa. *Journal of Arid Environments* 61 (2005) 497–511.
- van der Hammen, Th. 1992. Historia, Ecología y vegetación. Corporación Colombiana para la Amazonia (COA) Bogotá.
- van Diggelen, R., Grootjans, A.P. & Harris, J.A. 2001. Ecological Restoration: State of the Art or State of the Science?. *Restoration Ecology* 9(2): 115-118.
- Vargas, O (Ed.). 2007. Guía Metodológica para la restauración ecológica del bosque altoandino. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá.
- Vargas O. y F. Mora. 2007. La restauración ecológica. Su contexto, definiciones y dimensiones. Pp. 14-32. En: O. Vargas (ed). Estrategias para la restauración ecológica del bosque altoandino. Universidad Nacional de Colombia – Colciencias.
- Vargas O., Díaz, A., Trujillo, L., Velasco, P., Díaz, R., León O. & A. Montenegro. 2007. Barreras para la Restauración Ecológica. Pp. 46-66. En: O. Vargas (ed). Estrategias para la restauración ecológica del bosque altoandino. Universidad Nacional de Colombia – Colciencias.
- Velasco-Linares, P. & Vargas-Ríos, J-O. 2007. Problemática de los bosques altoandinos. En: Orlando Vargas-Ríos & Grupo de Restauración Ecológica (Eds.). Estrategias para la restauración ecológica del bosque altoandino. El caso de la Reserva Forestal de Cagua, Cundinamarca. Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Ciencias. Colciencias. Bogotá.
- Velasco-Molina, H. A. 1991. Las zonas áridas y semiáridas: sus características y manejo. Editorial Limusa S. A. México.
- Zahawi, R. A. 2005. Establishment and growth of living fence species: An overlooked tool for the restoration of degraded areas in the tropics. *Restoration Ecology* 13(1): 92-102.



2. LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA COMO UNA CONSTRUCCIÓN SOCIAL

Roberto Lindig Cisneros

*Centro de Investigaciones en Ecosistemas, Universidad Nacional Autónoma de México,
Campus Morelia. Apdo. Postal 27, Admin 3, Santa María, C.P. 58091, Morelia,
Michoacán, México*

INTRODUCCIÓN

Para los que trabajamos en restauración ecológica, tanto en investigación como en desarrollo, la importancia de recuperar, aunque sea parcialmente, los ecosistemas degradados es evidente. Lo anterior debido a los beneficios sociales derivados de la mejoría de las condiciones ambientales locales, la recuperación de servicios ecosistémicos a escalas regionales, e incluso de la capacidad productiva de los sitios recuperados. El desarrollo de la práctica de la restauración ecológica y el conocimiento científico que se ha generado en torno a ella atestiguan su creciente importancia, así como también lo hace su incorporación a prácticas de manejo de ecosistemas bien establecidas, como la silvicultura, que hasta hace poco tiempo la veían con reservas (Wagner *et al.* 2000, Sarr *et al.* 2004). Sin embargo, no deja de ser sorprendente que en algunas regiones la práctica de la restauración ecológica es aun marginal o incipiente, incluso en situaciones en donde su implementación mostraría beneficios sociales y económicos en el corto plazo. Para explicar esto último, se ha argumentado que son las limitaciones económicas la principal causa de que la restauración ecológica no se practique. Por cuestiones de costo-efectividad, se propone que es mejor asignar recursos limitados a otros esfuerzos que tienen más impacto en mantener la biodiversidad, como la conservación de áreas naturales protegidas, o la creación de nuevas reservas. Aunque es indiscutible que la conservación de sitios aun no degradados debe ser prioritaria, no se puede ignorar que mejorar las condiciones de los ecosistemas degradados, de los cuales depende la mayor parte de la población humana, y de las que aun se obtienen buena parte de los servicios ecosistémicos es necesario. Siguiendo la línea de argumentación económica, gracias al trabajo de diversos autores, pero principalmente de Aronson y sus colaboradores (Aronson y Le Floch, 2000, Aronson *et al.* 2006, Clewell y Aronson 2006), es que la restauración ecológica se ha justificado en términos de recuperar el capital natural. Esta línea de argumentación se basa en el hecho de que la naturaleza es la que sostiene a las economías (Gren 1995, Hackney 2000, Hey *et al.* 2005, Leopold 1949), y por lo tanto su destrucción causa pérdidas en la base misma de las sociedades. Aunque la justificación en términos económicos de la restauración ecológica es necesaria, no es suficiente. Por ejemplo, Dresch (2006), argumenta basada en la teoría social cognitiva de Bandura (2001) que se necesita además de un fuerte interés colectivo de la población para intervenir activamente en el proceso de restauración ecológica. Esto es necesario porque los proyectos de restauración necesitan de la intervención directa de la población para poder realizarse y, una vez concluidos, de un compromiso social para su mantenimiento, conservación o uso sostenible a largo plazo. Lograr que se involucre la población en el proceso de restauración es un reto porque los dueños de la tierra degradada o los productores que dependen de su manejo deben cambiar sus prácticas y su relación con los recursos naturales y porque puede haber otros grupos sociales interesados en intervenir directamente en el proceso. En este sentido, la restauración ecológica requiere en muchos casos de la resolución de conflictos derivados de visiones opuestas de la naturaleza (Rikoon 2006) y de lograr una visión común de la restauración ecológica, es decir una construcción social de la misma.

UNA COLECCIÓN DE EXPERIENCIAS EN LA REGIÓN CENTRO OCCIDENTE DE MÉXICO

A través de proyectos de restauración en colaboración con comunidades rurales y en un área natural protegida urbana en el estado de Michoacán, en el occidente de México, el grupo de trabajo del Laboratorio de Ecología de Restauración (LER), en colaboración con investigadores de otras universidades, ha desarrollado investigaciones sobre las barreras ecológicas a superar para poder llevar a cabo la revegetación de sitios con historias complejas de disturbio. El trabajo se desarrolla con las comunidades que son dueñas de la tierra, vecinos y con autoridades relacionadas con el medio ambiente. A lo largo de los años, se hace evidente que el reto más difícil es incorporar las técnicas y criterios de restauración derivados del trabajo de investigación, a las prácticas de manejo de los habitantes de la región.

Para la presente discusión se considerarán cuatro zonas en donde el LER ha llevado a cabo trabajo de restauración (Figura 1). La primera zona, en donde la colaboración se inició en el año 2001, son las tierras comunales de la Comunidad Indígena

de Nuevo San Juan Parangaricutiro (CINSJP). Esta comunidad, reconocida internacionalmente por el manejo sostenible de sus recursos forestales, se interesó inicialmente en la restauración de arenales de origen volcánico para incorporarlos al manejo forestal y con los años, en la restauración de sitios con otras historias de disturbio (Lindig-Cisneros 2007, Lindig-Cisneros *et al.* 2007). Las restauración en las otras zonas gira en torno a problemas diferentes, pero todas ellas se encuentran en la misma región del estado de Michoacán (Figura 1) y son: la restauración de cárcavas en la comunidad rural de Atécuaro, en las cercanías de la ciudad de Morelia; la conservación y restauración de humedales en el sistema de manantiales de la Mintzita que han sido dañados por actividades humanas y que se encuentra en la zona peri-urbana de Morelia (Escutia-Lara *et al.* 2009, Escutia-Lara *et al.*, en prensa), y la restauración de comunidades nativas en un área natural protegida dentro de la zona urbana de la misma ciudad conocida como el Área Natural Protegida Cerro del Punhuato. En este último caso el efecto de “isla de calor urbano” es la principal barrera para la restauración debido a que ha causado un desplazamiento altitudinal de las condiciones óptimas para el establecimiento de especies clave de la vegetación característica de la región (Valle-Díaz *et al.* 2009).

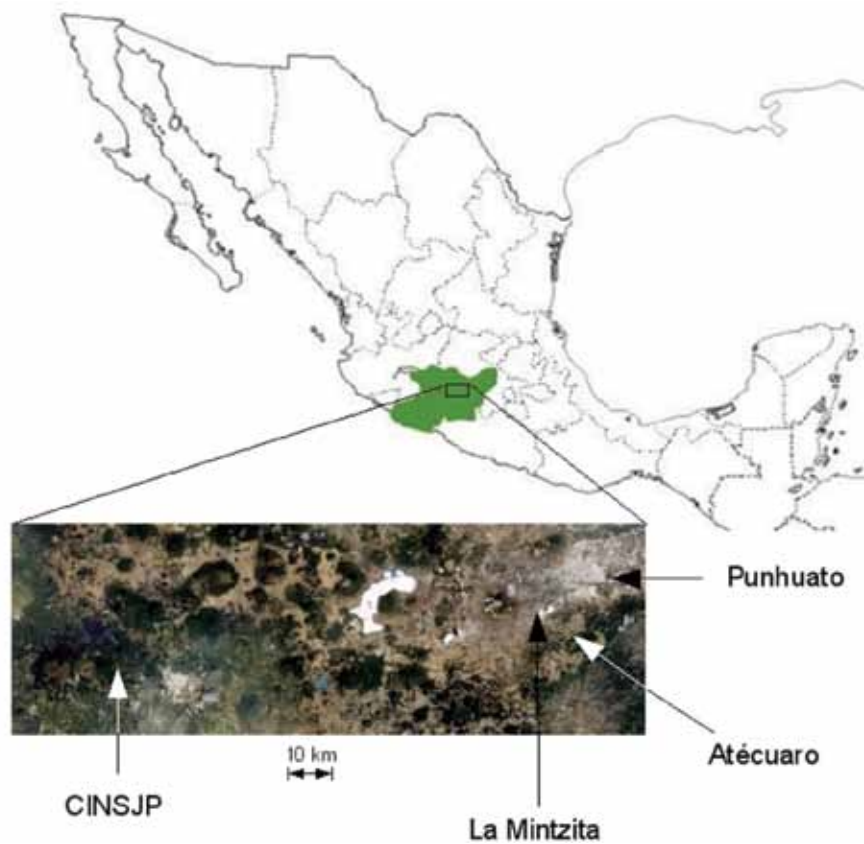


Figura 1. Localización de los sitios de trabajo en el estado de Michoacán, México. En el extremo occidente se encuentra la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro (CINSJP). Al centro, como referencia, se encuentra el Lago de Patzcuaro. Al oriente se encuentran los manantiales de la Mintzita en la zona peri-urbana de la Ciudad de Morelia (el área gris en la parte superior derecha), al sur de la ciudad la zona de Atécuaro y al oriente dentro de la zona urbana el Área Natural Protegida Cerro del Punhuato.

Las cuatro zonas de trabajo difieren en muchos aspectos: las dos primeras, la CINSJP y Atécuaro, corresponden a zonas boscosas de pino-encino; la vegetación terrestre que rodea a los humedales de la Mintzita y la vegetación del cerro del Punhuato son principalmente matorral subtropical, una asociación vegetal dominada por árboles de pequeña altura y arbustos de afinidad tropical. Pero también difieren en un aspecto de gran importancia, ambas se pueden ubicar a lo largo de un continuo rural-urbano que se encuentra en un área geográfica definida, en donde se dan interacciones entre los habitantes de las zonas rurales y urbanas (Figura 2). Este continuo rural urbano, en conjunto con las peculiaridades histórico-culturales de cada zona de trabajo, ha generado diferentes dinámicas de colaboración.

En el Caso de la CINSJP, se estableció un programa de restauración adaptable (Wagner *et al.* 2008, Zedler 2000) en donde la Dirección Técnica de la comunidad participa activamente en la planeación e implementación de la investigación aplicada

para generar los métodos y criterios de la restauración. En el caso de Atécuaro, la colaboración se ha dado directamente con los dueños de las parcelas afectadas por la formación de cárcavas. Para los humedales de la Mintzita, se ha trabajado con la comunidad de San Nicolás Obispo, dueña de la mayor parte de las tierras aledañas al humedal y con los habitantes de la ciudad de Morelia, pues los manantiales aportan la tercera parte del agua que consume la ciudad. Finalmente, en el cerro del Punhuato, se ha trabajado con el Consejo del Área, las autoridades estatales y con los vecinos de la zona, en particular para la elaboración del Plan de Manejo y en el establecimiento de parcelas de restauración experimentales para seleccionar especies nativas que se puedan establecer bajo las condiciones que genera la “isla de calor urbano”.



Figura 2. Motivaciones para la restauración percibidas por el grupo de trabajo en reuniones y otras actividades llevadas a cabo con los diferentes actores sociales en cada zona de trabajo.

En todas las zonas de trabajo, se ha dado una relación cercana con las personas directamente involucradas en el proceso de restauración. En el caso de la CINSJP, esta relación se ha dado a tres niveles, por reuniones informales y formales con el personal de la Dirección Técnica Forestal cada 2 meses al realizar visitas para trabajo de campo, con los campesinos que han ayudado en los experimentos y en un simposio que se llevó a cabo en las instalaciones de la Dirección Técnica de la comunidad en el año 2007. En Atécuaro se trabaja directamente con los dueños de las tierras bajo proceso de restauración, las conversaciones se desarrollaron de manera informal para las visitas de siembra, así como, en algunas ocasiones en que se ha coincidido al momento de hacer visitas de evaluación. En la Mintzita se han llevado a cabo reuniones con los ejidatarios y otros grupos (funcionarios públicos, vecinos, estudiantes). Finalmente, en el Punhuato, se hicieron entrevistas con diferentes grupos para la elaboración del Plan de Manejo del Área Natural Protegida, así como con funcionarios públicos.

A partir de la colaboración y las interacciones con los diversos actores sociales que participan en el proceso de restauración en las diferentes zonas de trabajo, nuestro grupo ha percibido diferentes motivaciones para aceptar, o rechazar, a la restauración como parte de sus prácticas de manejo (Figura 3). En nuestro contexto socioambiental llama la atención que, aunque hay una variedad de motivos para incorporar a la restauración, éstos se pueden agrupar en tres grandes grupos. El primer grupo corresponde a los motivos de carácter utilitario, que son cercanos o análogos al concepto de capital natural introducido por Aronson y sus colaboradores (Aronson y Le Floch 2000, Aronson *et al.* 2006, Clewell y Aronson 2006), siendo más comunes en las zonas rurales, tales como Nuevo San Juan o entre algunos comuneros en Atécuaro. El segundo grupo corresponde a los motivos que se pueden definir como utilitaristas-conservacionistas, es decir, que se reconoce la importancia intrínseca de las funciones ecosistémicas y de la biodiversidad pero en función de preservar un recurso útil y muchas veces con valor comercial. El tercer grupo de motivos se relaciona con el discurso conservacionista más estricto, es decir, en donde los argumentos del valor intrínseco de la naturaleza son más importantes para justificar la restauración. Como ya se mencionó y se puede apreciar en la figura 3, los motivos de tipo utilitarista son más comunes en el ámbito rural que en el urbano, y en éste último son los motivos conservacionistas lo que predominan. Para profundizar en este asunto es posible considerar con más detalle la experiencia con la CINSJP y contrastarla con la del ANP del cerro del Punhuato.

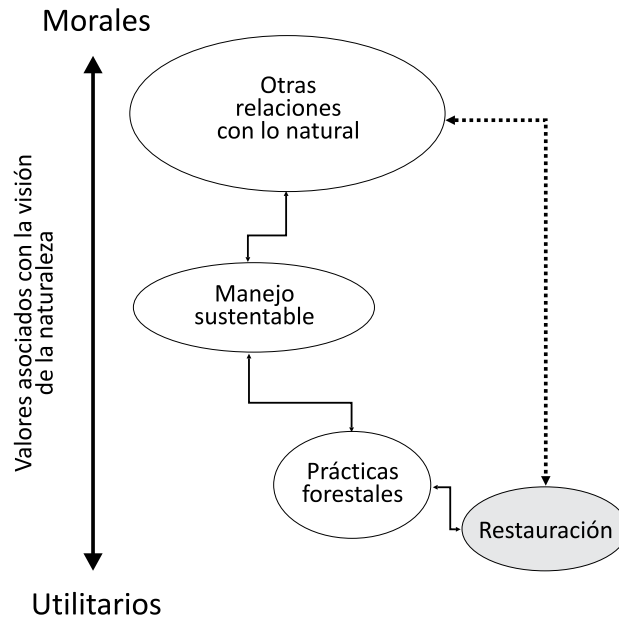


Figura 3. En el caso de la restauración en la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro, la restauración se ha incorporado desde la perspectiva de la práctica forestal, y no siguiendo las expectativas del grupo de trabajo del Laboratorio de Ecología de la Restauración, que suponía que sería una aproximación más cercana a razones morales.

CONTRASTANDO POSTURAS: UTILITARISMO VERSUS CONSERVACIONISMO

El trabajo con la CINSJP comenzó en el año 2001, cuando en el mes de septiembre se hizo una visita a los sitios donde la comunidad estaba interesada en desarrollar proyectos de restauración. Estos sitios son arenales formados por la erupción del volcán Parícutín que ocurrió entre 1943 y 1952. Debido a que los arenales representaban una situación nueva para la restauración, al año siguiente se inició trabajo de campo para entender la dinámica de la escasa vegetación natural que se encuentra en ellos y se iniciaron los primeros ensayos de restauración. Con los años, se identificaron barreras al establecimiento de la vegetación y de los árboles en particular. Estas barreras incluyen la profundidad de la capa de ceniza volcánica, las altas temperaturas que alcanza en la época seca para la vegetación herbácea y arbustiva, la falta de materia orgánica en el suelo (Blanco-García y Lindig-Cisneros 2005, Gil-Solórzano *et al.*, en prensa).

La barrera más importante en los arenales es la capa de ceniza volcánica, pues si es de más de 40-60 cm de profundidad (dependiendo de la densidad), el establecimiento de las especies arbóreas es muy bajo. En particular de las dos especies nativas dominantes, *Pinus pseudostrobus* y *Pinus montezumae*. A profundidades mayores de 60 cm, la supervivencia de las plantas es muy baja y su crecimiento se puede ver severamente impedido. Por lo tanto, la Dirección Técnica de la CINSJP ideó un esquema mediante el cual podían extraer la ceniza (que se usa como material de construcción) permitiendo que personas interesadas se la llevaran a cambio de aportar una cuota mínima para el mantenimiento de los caminos de terracería que dan acceso a los arenales. Esto generó una nueva condición para la restauración ecológica, pues se contaba con arenales sin la ceniza volcánica, en donde el suelo existente antes de la erupción estaba de nuevo expuesto pero compactado por el efecto combinado del peso de la ceniza por más de 50 años y de la maquinaria pesada. Cuando esta nueva situación se generó, fue posible establecer un sistema formado por tres condiciones distintas: i) arenales, ii) arenales en donde se removió la capa de ceniza volcánica y iii) campos agrícolas abandonados. En estos tres tipos de condiciones, que difieren en la dificultad para lograr el establecimiento de las especies vegetales, se han estudiado y ensayado diferentes técnicas para lograr el establecimiento principalmente de especies arbóreas y herbáceas.

Con el paso de los años, ha sido evidente que el potencial para crear comunidades vegetales diversas es diferente en cada tipo de condición y, mientras que los intereses del grupo del LER se dirigían al desarrollo continuo de nuevas estrategias para facilitar el establecimiento de comunidades vegetales diversas, las prácticas implementadas por parte de la CINSJP se centraban en aquellas técnicas que favorecían el establecimiento de las especies maderables.

Esto fue más evidente en los campos agrícolas abandonados, en donde las reforestaciones tienen en general buenas tasas de supervivencia y los árboles presentan tasas de crecimiento satisfactorias. Los ensayos de restauración usando un arbusto (*Lupinus elegans*) como nodriza, mostraron que esta leguminosa incrementa la supervivencia de una de las coníferas nativas (*Abies religiosa*), y no tiene efectos en las especies de pinos con importancia comercial (*Pinus pseudostrobus* y *Pinus montezumae*). Pero se encontró que la presencia de la leguminosa permite el establecimiento de una gran variedad de especies herbáceas, arbustivas y arbóreas, entre estas últimas, especies dispersadas por aves. En total más de 40 especies nativas se establecen en las restauraciones con *L. elegans* que no se encuentran en las reforestaciones en donde no se incluye a *L. elegans*. Sin embargo, tal vez debido a que *L. elegans* no tiene un efecto positivo en las especies de pinos comerciales, hasta la fecha no se ha generalizado el uso de *L. elegans* en las parcelas agrícolas abandonadas. De hecho, es práctica común eliminar a esta especie en las plantaciones de pinos cuando se establece de forma natural, a pesar de los claros beneficios que presenta su establecimiento en términos de restauración.

La incorporación de *L. elegans* como herramienta de restauración, no fue inmediata por parte de la CINSJP; este hecho fue una sorpresa para el grupo del LER, en particular por los claros beneficios en términos de la biodiversidad en los sitios tratados de esta manera. La sorpresa se debió en buena medida a las ideas preconcebidas que se tenía de los intereses y de la visión de la restauración por parte de la CINSJP. La CINSJP pertenece a la etnia P'urhepecha, descendientes directos de la cultura Tarasca que se desarrolló en la región occidente de México y que fue conquistada por los españoles. En la actualidad, de acuerdo al Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI 2007) hay más de 100.000 personas que hablan purépecha como su lengua materna, localizados principalmente en el estado de Michoacán. Debido a que se trata de un grupo indígena, cuando se inició el trabajo de colaboración el grupo del LER estaba influenciado por autores como Callicott (1982), quien propuso que entre los grupos indígenas la actitud hacia la naturaleza no es utilitarista sino moral y ética; o Raish (2000), quien después de trabajar con grupos indígenas y rurales en Nuevo México, en los Estados Unidos de América, llegó a la conclusión de que las poblaciones indígenas y tradicionales que viven de la tierra están muy motivadas a mantenerla sana y productiva. Con estas ideas en mente, se pensó que, en el caso particular de las comunidades indígenas del occidente de México, tendrían este tipo de motivaciones las que impulsarían la restauración ecológica (Figura 3). Pero, como ya se discutió, no fue así. Para intentar explicar esta situación son útiles algunas consideraciones de tipo histórico. La comunidad de San Juan Parangaricutiro fue víctima de la erupción del volcán Parícutín que inició su actividad el 20 de febrero de 1943 y se mantuvo activo por casi 9 años. Uno de los efectos más desastrosos de la erupción fue la destrucción del pueblo de San Juan Parangaricutiro. La comunidad se vio obligada a desplazarse y refundar al pueblo, dando origen a Nuevo San Juan Parangaricutiro. De la misma manera se les otorgan más de 18.000 ha de bosques y la comunidad inicia el proceso de reconocimiento y titulación de los bienes comunales, que formalmente comienza en 1949 y concluye en noviembre de 1991. Entre las tierras comunales que fueron finalmente reconocidas predominaban los bosques en laderas, lo que obligó a la comunidad a abandonar las prácticas agrícolas tradicionales e iniciar el manejo forestal como alternativa de aprovechamiento de sus recursos naturales (Velázquez *et al.* 2003). A los pocos años de iniciar la explotación forestal, la CINSJP fue merecedora del Premio al Mérito Nacional Forestal y en 1997, de la Certificación al Buen Manejo Forestal, o Certificación Verde del Consejo Mundial Forestal (Bofil 2005). La CINSJP tuvo experiencias negativas con la comunidad académica que por un tiempo dificultaron la interacción entre éstos dos grupos, sin embargo, la elaboración del plan de manejo de los bosques comunales fue un parteaguas (Castillo *et al.* 2005) que permitió a la CINSJP adoptar nuevas formas de manejo forestal y otras prácticas incluyendo a la restauración ecológica. Es posible que por esta razón la restauración se haya incorporado desde la perspectiva del manejo forestal, pues llegó de la misma manera que las prácticas forestales más recientes, y por lo tanto esto explicaría el énfasis utilitarista.

En el otro extremo del continuo rural-urbano, se encuentra el ANP Cerro del Punhuato. Esta zona tiene la particularidad de que los terrenos (79 ha) en los que se estableció originalmente pertenecen a un sólo dueño quien los cedió en comodato al gobierno del Estado de Michoacán. En el año 2008, se anexaron 40 ha pertenecientes a un segundo dueño, que es un desarrollo inmobiliario (Períodico Oficial del Estado 2009). En el Cerro del Punhuato, debido a su ubicación con respecto a la mancha urbana, las temperaturas en la ladera que corresponde a la mayor parte del ANP son muy altas, pues los vientos dominantes pasan sobre la ciudad, calentándose y chocando después con la montaña. Esto causa que las temperaturas sean, particularmente en la época más seca del año en el mes de abril, hasta 10 grados centígrados más altas que la temperatura registrada en las afueras de la ciudad (Valle-Díaz *et al.* 2009). Bajo estas condiciones, el establecimiento de las especies arbóreas características de la vegetación histórica por arriba de los 2000 msnm, encinares de *Quercus* sp, es casi imposible. Los encinos, particularmente *Q. castanea*, la especie más representativa de este tipo de bosque en la cuenca, se encuentran y se pueden establecer solamente en lugares en donde la humedad se acumula, como escurrimientos o cañadas con exposición predominantemente norte. A pesar de la experiencia de personas que han participado desde hace años en labores de conservación en la zona, y del trabajo experimental del LER, hasta la fecha hay grupos con gran influencia en las esferas académicas y del gobierno, que mantienen que se debe restaurar la vegetación "natural" del cerro del Punhuato, que desde su perspectiva es una cobertura arbórea de pinos. Sin mucha evidencia documental, sostienen que en las partes altas del cerro había a principios del siglo pasado, una población de

individuos de este género. La resistencia a considerar el establecimiento de uno de los tipos de vegetación nativa, el matorral subtropical, pero en un rango altitudinal ampliado (hasta los 2200 msnm en lugar de 2000 msnm que era su límite altitudinal histórico) se debe, al menos en parte, a que la población de la ciudad relaciona lo “natural” con bosques siempre verdes. De acuerdo con las entrevistas que realizamos como parte del trabajo para elaborar el plan de manejo del ANP, la población de las colonias circundantes considera que es un área severamente degradada porque la vegetación actual, más afín al matorral subtropical, pierde el follaje en la época seca y por lo tanto no es un bosque natural. Esta visión se deriva en buena medida de la política oficial que desde principios del siglo XX favoreció la creación de parques nacionales en zonas cubiertas por bosques de coníferas, y a que en las últimas décadas la mayor parte de los esfuerzos de reforestación se han llevado a cabo en zonas templadas con especies de pinos nativos (Cervantes *et al.* 2008), alimentando en el imaginario de la población urbana un concepto de lo natural que corresponde con este tipo de ecosistemas.

Las motivaciones que hemos detectado en el continuo rural-urbano son análogas a lo que otros autores han encontrado en otras culturas (Sundalic y Pavic 2008) y encuentran soporte adicional en que en muchas comunidades rurales, la restauración ecológica es rechazada porque los campesinos la consideran una forma de conservación que impedirá el acceso a recursos valiosos, y en casos extremos el acceso mismo a sus tierras. Este rechazo se puede deber a que la restauración es generalmente fomentada por grupos de carácter urbano, académicos, servidores públicos u organizaciones no gubernamentales. Grupos para los cuales la conservación, o coadyuvar con ella, son efectivamente motivaciones importantes para la restauración.

De lo anterior, se desprende que una de las limitaciones más importantes para la restauración ecológica, al menos en nuestra área de estudio y tal vez en otros contextos socioambientales, sea la falta de una visión común de la restauración ecológica que permita un dialogo entre las personas y grupos sociales que deben interactuar en el proceso de restauración, es decir de una construcción social de la restauración ecológica.

¿ES POSIBLE HACER UNA CONSTRUCCIÓN SOCIAL DE LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA QUE PERMITA UN DIÁLOGO ENTRE LOS ACTORES SOCIALES?

Una de las limitaciones para implementar proyectos de restauración ecológica, como ya se mencionó, es que los diversos actores que deben involucrarse: propietarios, especialistas, funcionarios públicos, entre otros; no comparten una visión común sobre la restauración ecológica. En particular sus motivaciones difieren, y estas motivaciones están relacionadas con la visión de la naturaleza que cada grupo posee. Estas visiones de la naturaleza, al ser parte de la cultura, están a su vez influenciadas por su escala de valores. Esto ha causado que incluso dentro del marco de la cultura “occidental” industrializada, en donde se esperaría que la restauración ecológica tenga su mayor aceptación, se le ha cuestionado en términos filosóficos y éticos, en particular con el argumento de que la naturaleza restaurada es un artefacto y por lo tanto una falsificación (Cowell 1993, Elliot 1994, Katz 1993).

Dentro de esta tradición cultural, en 1949, Aldo Leopold escribió: “*Que la tierra es una comunidad es el concepto básico de la ecología, pero que la tierra debe ser amada y respetada es una extensión de la ética*” (“That land is a community is the basic concept of ecology, but that land is to be loved and respected is an extension of ethics”). Aldo Leopold, creador de la “ética de la tierra” se preocupó por establecer los principios que permitieran replantear la relación entre la naturaleza y el ser humano. Leopold no vivió lo suficiente para ver el origen de alternativas de manejo como la restauración ecológica, pero en sus escritos se puede apreciar que la “ética de la tierra” que el planteaba obliga, por cuestiones prácticas y éticas, a restablecer comunidades “naturales”. Se refirió a “reconstruir” o “curar a la tierra enferma”, metáforas aún vigentes en el discurso de la restauración ecológica (Meine y Knight 1999, Shaefer 2006).

Todo lo anterior sugiere que para que la restauración ecológica sea efectiva y más extensiva, se necesita que la sociedad incorpore a su sistema de valores la idea de que la restauración, más que una actividad para lograr un fin, debe ser una forma nueva de relacionarse con la naturaleza, por si misma valiosa, aunque pueda aportar satisfactores materiales (servicios ecosistémicos) apropiables por la misma sociedad. Esto es, que se haga una construcción social de la restauración ecológica que sea compatible con las visiones de la naturaleza de grupos que, en muchas regiones del mundo, pertenecen a tradiciones culturales diferentes.

Es importante aclarar que existe un debate sobre la naturaleza que influye en la presente discusión, pues los filósofos constructivistas de finales del siglo XX consideraban que todo, incluyendo a la naturaleza, es una construcción social, pero esta posición es aun debatida (Crist 2004). Para nuestros fines, aunque sería deseable resolver el debate, no es indispensable resolverlo en términos de lo natural, pues basta reconocer que siendo la restauración ecológica una forma de relacionarse con la naturaleza, una forma de intervenir en ella, es por lo tanto, una construcción social. Matthias Gross (2000), sugiere que para entender a la

restauración ecológica desde un punto de vista sociológico se puede usar como base a los sociólogos estructuralistas de principios del siglo XX, en particular a Émile Durkheim y Georg Simmel, porque la restauración ecológica implica no sólo la intervención del ser humano sobre la naturaleza sino también la respuesta de la naturaleza a la acción humana. En particular el concepto de Simmel de que la sociedad es una red de interacciones recíprocas y de efectos también recíprocos parece relevante para entender una comunidad que integra elementos humanos como no humanos. Este enfoque puede ayudar a entender el conflicto que puede ocurrir cuando se trata de establecer las metas de la restauración ecológica. Debido a que diferentes grupos conciben a la naturaleza de diferentes maneras, lo que se considera como el resultado deseable de la restauración varía en consecuencia. En nuestras zonas de trabajo estos resultados deseables van desde la recuperación de la capacidad productiva del sitio restaurado, principalmente en el ámbito rural que tiene una dependencia económica directa de los recursos naturales, hasta la creación de una comunidad vegetal que responda a la idealización de un ecosistema “conservado” que es lo que observamos en las zonas urbanas en donde la dependencia directa de los recursos naturales en términos económicos no es tan directa.

Pero la pregunta persiste; ¿cómo lograr que la restauración ecológica deje de ser una actividad, muchas veces marginal, porque se le justifica en términos muy estrechos? Una de las personas que más ha explorado esta situación es William Jordan (2000) quien escribió: “*La mayoría de los filósofos ambientales han fallado al no entender la importancia teórica y práctica de la restauración ecológica. Me parece que este error se debe a la impresión equivocada de que la restauración ecológica es sólo un intento de restaurar a la naturaleza por sí misma, y no de restaurar a la vez una parte importante de la relación humana con la naturaleza no-humana*”. En esta cita, Jordan presenta una de sus tesis más importantes, en el sentido de que la restauración ecológica es un proceso que permitiría replantear la forma en que la sociedad se concibe dentro de la naturaleza, en concordancia con la propuesta de Gross (2000), de considerar a la sociedad humana como íntimamente relacionada con su medio natural. En el mismo escrito antes citado, William Jordan reflexiona sobre la falta de consideración de los alcances de la restauración ecológica por parte de diversas escuelas de pensamiento ambiental y escribe: “han fallado al no reconocer su valor como una estrategia de conservación o como un contexto para negociar la relación entre nuestra especie y el resto de la naturaleza”.

En estas líneas, Jordan establece dos principios que son de particular importancia para una construcción social de la restauración ecológica, pues establece la necesidad de reconstruir el sentido de comunidad que debe incluir a la naturaleza. Pero es posible ir más allá y proponer que la restauración ecológica puede ser un contexto para *renegociar* esta relación con la naturaleza dentro y entre las distintas visiones culturales.

Una construcción social de la restauración ecológica que permita que se desarrolle todo su potencial se debe basar en varios principios, entre los que destacan: el principio de restitución, el principio de renegociación y el principio de adaptación.

A) El principio de restitución, se refiere a, reconocer que debemos aunque sea de manera parcial, restituir a la naturaleza lo que se ha perdido por la relación de explotación que establecimos con ella particularmente después de la revolución industrial. Este principio de restitución es compatible con la justificación económica de la restauración del capital natural.

B) El principio de renegociación, siguiendo lo que se ha expuesto William Jordan, y como propone Andrew Light (2000), la restauración ecológica puede funcionar como: “*una referencia para expandir nuestras nociones de obligatoriedad moral más allá de la visión antropocéntrica*”, que ha negado el papel de las comunidades humanas en la construcción social de la restauración y en nuestra relación con la naturaleza. Este principio es necesario para que la restauración ecológica sea una herramienta de negociación de nuestra relación con la naturaleza y a la vez una herramienta que permita el diálogo entre diferentes visiones de la naturaleza para poder adaptarnos a los retos de la crisis ambiental que vivimos.

C) El principio de adaptación, los retos de la crisis ambiental, en particular los derivados del cambio climático global sólo se pueden abordar desde un enfoque adaptativo. En este sentido, reconocer que la restauración ecológica implica que la dinámica natural es tan importante como las intervenciones humanas, obliga a abordarla desde la aproximación metodológica del manejo adaptativo. Es más, debido a que en el proceso de restauración los no expertos pueden ser más importantes que los expertos, y que el proceso mismo determina las medidas a tomar en el futuro, implica que la restauración es en sí misma siempre un experimento y una negociación entre actores sociales y la naturaleza, lo que Gross y Hoffman-Riem (2005), han descrito como “experimentos del mundo real”.

PALABRAS FINALES

Los tres principios antes enunciados son una propuesta basada en la experiencia del LER, que como cualquier experiencia, es por necesidad limitada y definida por el contexto en el que se da. Sin embargo, parece evidente que la necesidad de que el ser humano se relacione con la naturaleza de nuevas maneras es un requisito si se desea mitigar los efectos negativos, muchos de

ellos irreversibles, que hemos causado en la biosfera. Las ideas expresadas en el presente ensayo se derivan de la visión de una sola de las partes involucradas; la académica, es decir quienes hemos colaborado en el Laboratorio de Ecología de Restauración, pero además desde el enfoque de quien esto escribe. Es evidente que entender las relaciones entre los actores sociales y de éstos con la naturaleza, en el contexto de la restauración ecológica merece un enfoque multidisciplinario, pero sobre todo de un proceso de aprender haciendo, de renegociación y de construcción social.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a la CINSJP y en particular a la Dirección Técnica Forestal por permitirnos colaborar con ellos a lo largo de años, a los comuneros de Atécuaro, a los ejidatarios de la Mintzita y a todas las personas involucradas en el manejo del ANP Cerro del Punhuato. De manera especial a la Dra. Alicia Castillo Álvarez y al Dr. Eduardo García Frapolli por sus comentarios y sugerencias a versiones anteriores del presente manuscrito.

LITERATURA CITADA

- Aronson, J., Le Floch, E., 2000. Restoration of natural capital: pros and problems. *Restoration Ecol.* 8, 214–216.
- Aronson, J., Blignaut, J.N., Milton, S.J., Clewell., 2006 A.F. Natural capital: the limiting factor. *Ecological Engineering* 28: 1-5.
- Aronson, J., Milton, S.J., Blignaut, J.N., 2006. Conceiving the science, business and practice of restoring natural capital. *Ecological Restoration* 22:22–24
- Bandura, A., 2001. Social cognitive theory: an agentic perspective. *Annual Review of Psychology* 52, 1–26.
- Blanco-García A. y R. Lindig-Cisneros. 2005. Incorporating restoration in sustainable forestry management: Using pine bark mulch to improve native-species establishment on tephra deposits. *Restoration Ecology* 13: 703-709.
- Bofil, S. 2005. Bosque Político Los Avatares de la Construcción de una Comunidad Modelo: San Juan Nuevo, Michoacán, 1981-2001. El Colegio de Michoacán, Zamora, Michoacán, México.
- Callicott, J. B. 1982. Traditional American and Western European Attitudes toward Nature: An Overview, *Environmental Ethics* 4: 298-318.
- Castillo A., A. Torres, A. Velázquez y G. Bocco. 2005. The use of ecological science by rural producers: a case study in Mexico. *Ecological Applications* 15: 745-756.
- Cervantes, V., J. Carabias, V. Arriaga *et al.* 2008. Evolución de las políticas públicas de restauración ambiental, en *Capital Natural de México*, vol. III: Políticas públicas y perspectivas de sustentabilidad. Conabio, México, pp. 155-226.
- Cowell, C. M. 1993. Ecological restoration and environmental ethics. *Environmental Ethics* 15:19-31.
- Crist E. 2004. Against the social construction of nature and wilderness. *Environmental Ethics* 26: 5-24.
- Dresp, B. 2006. Restoring is Believing. *Ecological Engineering* 28: 11-13. *Ecol. Restoration* 22, 22–24.
- Elliot, R. 1994. Ecology and the Ethics of Environmental Restoration. *Philosophy*:31-43.
- Escutia-Lara Y., M. Gómez-Romero, y R. Lindig-Cisneros. 2009. Nitrogen and phosphorus effect on *Typha domingensis* Presl. rhizome growth in a matrix of *Schoenoplectus americanus* (Pers.) Volkart ex Schinz and Keller. *Aquatic Botany* 90: 74-77.
- Escutia-Lara Y., S. Lara-Cabrera y R. Lindig-Cisneros. Fuego y dinámica de las hidrófitas emergentes del humedal de la Mintzita, Michoacán, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. En prensa.
- Gil-Solórzano, D., S. Lara-Cabrera y R. Lindig-Cisneros. Effects of organic matter added to sand deposits of volcanic origin on seedling recruitment. *Southwestern Naturalist*. En prensa.
- Gren, I., 1995. Costs and benefits of restoring wetlands: two Swedish case studies. *Ecological Engineering*. 4, 153–162.
- Gross, M. y H. Hofmann-Riem. 2005. Ecological restoration as a real-world experiment; designing robust implementation strategies in an urban environment. *Public Understanding of Science* 14: 269-284.

- Hackney, C.T., 2000. Restoration of coastal habitats: expectation and reality. *Ecological Engineering* 15, 165–170.
- Hey, D., Urban, L., Kostel, J., 2005. Nutrient farming: the business of environmental management. *Ecological Engineering* 24, 279–287.
- INEGI. 2007. Estadísticas a propósito del día internacional de las poblaciones indígenas: datos de hablantes de lengua purépecha. Consultado el 27 de Agosto del 2009, www.inegi.org.mx/inegi/contenidos/espanol/prensa/Contenidos/estadisticas/2007/purepecha07.pdf.
- Jordan, W. 2000. Restoration, Community, and Wilderness. En “Restoring Nature: Perspectives from the Social Sciences and Humanities. Gobster, P. H. y R. B. Hull, editores. Island Press. EUA.
- Katz, E. 1993. Artifacts and Functions - a Note on the Value of Nature. *Environmental Values* 2: 223-232.
- Leopold, A., 1949. *A Sand Country Almanac and sketches here and there*. Oxford University Press, New York, 256 pp.
- Light, A. 2000. Restoration, the Value of Participation, and the risks of Professionalization. En “Restoring Nature: Perspectives from the Social Sciences and Humanities. Gobster, P. H. y R. B. Hull, editores. Island Press. EUA.
- Lindig-Cisneros, R. 2007. Unexpected Outcomes and Adaptive Restoration in Michoacán, Mexico: A Cautionary Tale from Sites with Complex Disturbance Histories. *Ecological Restoration* 25: 263-267. certificación verde nuevo san juan
- Lindig-Cisneros, R., A. Blanco-García, C. Saenz-Romero, P. Alvarado-Sosa y N. Alejandre-Melena. 2007. Restauración Adaptable en la Meseta Purépecha, Michoacán, México: hacia un modelo de estados y transiciones. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 80 (Suplemento): 25-31.
- Meine C. D. y R. L. Knight 1999. *The Essential Aldo Leopold: Quotations and Commentaries*. The university of Wisconsin Press. USA.
- Periódico Oficial del Estado. 2008. Periódico Oficial del Gobierno Constitucional de Estado de Michoacán de Ocampo, Tomo CXLIII, Num 38 del Viernes 15 de Febrero del 2008, pp 4-5.
- Raish, C. 2000. Lessons for restoration in traditions of stewardship: sustainable land management in Northern New Mexico. En *Restoring Nature: Perspectives from the Social Sciences and Humanities*. Gobster P. H. y R. B. Hull (editores). Island Press. EUA.
- Rikoon, J.S. 2006. Wild horses and the political ecology of nature restoration in the Missouri Ozarks. *Geoforum* 37: 200-211.
- Sarr, D., K. Puettmann, R. Pabst, M. Cornett y L. Arguello. 2004. Restoration Ecology: new perspectives and opportunities for forestry. *Journal of Forestry* 102: 20-24.
- Shaefer V. 2006. Science, stewardship, and spirituality: The human body as a model for ecological restoration. *Restoration Ecology* 14: 1-3.
- Sundalic, A y Z. Pavic. 2008. Socio-spatial determinants of attitudes towards nature. *Sociologica I Prostor* 46: 383-397.
- Valle-Díaz O, A. Blanco-García, C. Bonfil, H. Paz and R. Lindig-Cisneros. 2009. Altitudinal range shift detected through seedling survival of *Ceiba aesculifolia* in an area under the influence of an urban heat island. *Forest Ecology and Management*. 258: 1511–1515.
- Velázquez, A., A. Torres y G. Bocco. 2003. *Las Enseñanzas de San Juan: Investigación Participativa para el Manejo de Recursos Naturales*. Instituto Nacional de Ecología, México.
- Wagner, K.I., Gallagher, S.K., Hayes, M., Lawrence, B.A., Zedler, J.B. 2008. Wetland restoration in the new Millennium: Do research efforts match opportunities? *Restoration Ecology* 16: 367-372.
- Wagner, M. R., W. M. Block, B. W. Geils y K. F. Wegner. 2000. Restoration Ecology: a new paradigm, or another merit badge for foresters. *Journal of Forestry* 98: 22-27.
- Zedler, J.B., Callaway, J.C. 2000. Evaluating the progress of engineered tidal wetlands. *Ecological Engineering* 15: 211-225.

3. PROPUESTAS PARA LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA ANTE UN CLIMA CAMBIANTE

Julio Campo

Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México, AP 70-275, UNAM 04510, Ciudad de México, México. jcampo@ecologia.unam.mx

INTRODUCCIÓN

Existe una fuerte presión para el cambio de cobertura y uso de la tierra en el Planeta. En el año 2000 más de un tercio de la superficie terrestre libre de hielos estaba cubierta por cultivos y pasturas (Ramakutty *et al.* 2008). A pesar de las alternativas desarrolladas para obtener una mayor producción en los cultivos y las mejoras dirigidas a la conservación de los suelos, la reducción en el rendimiento de los cultivos y el incremento poblacional aumentarán aún más la superficie de tierras degradadas. Daily (1995) estimó que 39% de la superficie de las tierras libres de hielo estaban degradadas, y las predicciones más conservadoras estiman que esta superficie podría alcanzar el 61% de la superficie en el año 2020. El presente como el futuro escenario implica la necesidad de restaurar la estructura y función de los ecosistemas en numerosas áreas, como única forma de asegurar el capital natural tanto para las generaciones actuales como las futuras. Por otra parte, la restauración ecológica en términos de reforestación y restauración de tierras agrícolas degradadas, constituye una respuesta importante ante el cambio climático debido a que estas actividades contribuyen al balance de carbono en una forma positiva.

Las prácticas, políticas y leyes que guían los programas de la restauración ecológica suponen que los ecosistemas cambian lentamente y como consecuencia de ello los impactos de nuestras acciones pueden ser distinguidos de los procesos naturales. Sin embargo, las evidencias de la ciencia del clima son contundentes en indicar que debemos construir nuestras estrategias de manejo en un escenario de cambios, donde la sostenibilidad y los objetivos de la restauración no deberán estar dirigidos con base en el uso de condiciones desarrolladas en años pasados, como el punto de referencia. Por ello, es urgente determinar: (1) que información se debería usar para guiar la práctica de la restauración ecológica, y (2) que base científica debe tener. Esta información debe permitir determinar la línea entre el cambio inducido por el manejo y el cambio inducido por las modificaciones en el clima.

La ciencia de la ecología de la restauración se ha desarrollado rápidamente en las décadas pasadas (Falk *et al.* 2006, van Andel y Aronson 2006, Hobbs y Suding 2009) y al presente se cuenta con un cuerpo emergente de teorías unido a las prácticas. Sin embargo, es necesario desarrollar experimentos que fortalezcan la teoría y permitan ajustar las prácticas futuras ante un mundo que cambia rápidamente. Las prescripciones para la restauración ecológica utilizando *referencias históricas* podrían fracasar considerando que en los próximos 100 años las condiciones biofísicas serán particularmente diferentes. En éste escrito, (1) se presentan las evidencias del cambio climático y sus posibles retroalimentaciones con los ecosistemas terrestres, (2) se señalan otros cambios globales que operan al mismo tiempo que el calentamiento global, (3) se identifican ecosistemas de prioridad a los que se ha dirigido la investigación respecto a cambio en el clima y la restauración ecológica, y posteriormente (4) se proponen estrategias que contribuirán a resolver las incertidumbres generadas para la práctica ante los nuevos escenarios biofísicos.

EL CAMBIO CLIMÁTICO GLOBAL

Existe consenso científico sobre el calentamiento global (IPCC 2007a). Al presente, se cuentan con evidencias, por ejemplo:

- los aumentos observados en el promedio mundial de la temperatura del aire (en los últimos 100 años en 0,74 °C) y del océano;
- el aumento del promedio mundial del nivel del mar (el nivel de los océanos ha aumentado desde el año 1961 a un promedio de 1,8 mm cada año);
- el descongelamiento generalizado de hielos y nieves (datos satelitales indican que el promedio anual de la extensión de hielos árticos ha disminuido en 2,7 % por década desde 1978).

LAS CAUSAS DEL CAMBIO CLIMÁTICO

La variación en las concentraciones de gases de efecto invernadero (GEI) y aerosoles en la atmósfera, las variaciones de la cubierta terrestre, la actividad volcánica y la radiación solar, alteran el equilibrio del sistema climático. La evidencia al presente

indica que las concentraciones atmosféricas de bióxido de carbono (CO₂) y de metano (CH₄) en el año 2005 exceden el intervalo natural de los valores de los últimos 650.000 años, como consecuencia principalmente del uso de combustibles de origen fósil y el cambio de uso de la tierra. Por otra parte, se registra desde el año 1750 un aumento en la concentración de óxido nitroso (N₂O) que procede principalmente del sector agrícola. Estos cambios por la acción humana han sido particularmente acelerados a partir de la revolución industrial, por lo cual se ha propuesto denominar al período iniciado desde entonces como *antropoceno*.

EL CAMBIO CLIMÁTICO PROYECTADO Y SUS IMPACTOS

El informe sobre los escenarios de emisiones (IPCC 2000) proyecta un aumento en las emisiones mundiales de GEI entre 25 y 90% (CO₂-equivalente) entre los años 2000 y 2030. La situación proyectada para finales del milenio (*i.e.*, la década 2090-2099) indica un incremento en el promedio de la temperatura global en superficie de 1,8 a 4,0 °C, como estimación óptima de seis escenarios considerados; el intervalo probable (probabilidad de ocurrencia >66%) sería un incremento entre 1,1 y 6,4 °C. Aun si las concentraciones de los GEI en la atmósfera se mantuvieran constantes se espera que continúe el calentamiento global, ya que se espera que el calentamiento del aire de la superficie, el derretimiento de hielos y el incremento en el nivel del mar continúen por largo tiempo luego que la concentración de CO₂ se estabilice (IPCC 2007a). Estos cambios a largo plazo son denominados como *cambio climático comprometido*. La diferencia entre el estado de un ecosistema en el punto cuando se han estabilizado las concentraciones de CO₂ y el estado del ecosistema cuando eventualmente alcance el equilibrio en las condiciones de las mismas concentraciones de GEI es denominada *cambio climático comprometido del ecosistema*, y se debe a cambios en la cobertura de la vegetación y en el almacenamiento de carbono. Ello implica un acuerdo mundial para estabilizar la concentración de CO₂ en la atmósfera y alcanzar solo 2°C de incremento en la temperatura promedio del aire, como se discutió en Copenhague en diciembre de 2009.

Al presente, el IPCC (2007a) señala un conjunto de tendencias que resultan de interés particular para la práctica de la restauración ecológica:

- los días más cálidos serían ahora más frecuentes, mientras que menos días fríos ocurren en la mayoría de la superficie terrestre;
- los días y noches calurosas serían ahora más frecuentes;
- las olas de calor serían ahora más frecuentes;
- la frecuencia de eventos de lluvias intensas (o la proporción de lluvias intensas respecto al total de la lluvia anual) se han incrementado;
- globalmente, las áreas afectadas por la sequía se han incrementado;
- se incrementará la frecuencia de los ciclones tropicales intensos.

Las implicaciones que tendrán éstas tendencias para los eventos extremos de disturbios, plagas y enfermedades por insectos, incendios y vulnerabilidad a las especies invasoras, y cambios permanentes en los patrones de la vegetación son evidentes para la comunidad científica (IPCC 2007b). Sin duda se ha trasgredido los límites de autorregulación del sistema clima *holocénico* y muchos ecosistemas presentan indicios de haber sido llevados fuera de su capacidad de autorregulación.

SINERGISMOS

Existen numerosas interacciones entre el cambio climático y los ecosistemas terrestres. La evidencia recopilada al presente demuestra la existencia de retroalimentación entre el clima y los ecosistemas terrestres (Field *et al.* 2007) con efectos de interés para la restauración como son sus consecuencias en el desarrollo y crecimiento de plantas, el almacenamiento de carbono en el suelo, la distribución de los ecosistemas y el régimen de disturbios; así como consecuencias físicas debido a que el desarrollo de una nueva cubierta vegetal durante los cambios inducidos por la restauración tiene efectos en la reflectividad de la superficie terrestre (*i.e.*, el albedo), la disipación de calor (calor latente), con consecuencias para el clima.

Los mecanismos que regulan la sensibilidad de los ecosistemas terrestres al calentamiento global han sido analizados por Luo (2007). El calentamiento extiende la estación de crecimiento en zonas extra-tropicales, cambia la composición de especies hacia plantas con estrategia fotosintética C₄, y aumenta el crecimiento de las plantas. Un incremento en el crecimiento demandará

más bioelementos (p.e., nitrógeno, fósforo) y un uso más eficiente de los mismos por parte de las plantas. Por otra parte, el calentamiento incrementa la respiración del suelo, lo cual es balanceado por el efecto de la fertilización por CO₂ en el crecimiento de las plantas, y de forma general la mayor parte de la evidencia disponible al presente indica poco cambio en el almacenamiento de C en el suelo. Con el incremento del crecimiento la calidad de los tejidos vivos disminuye (*i.e.*, las relaciones C: bioelemento se incrementan), ello exigirá un mayor consumo de biomasa por parte de plagas (Campo y Dirzo 2003), reducirá la calidad nutricional de la necromasa susceptible a la descomposición (Cárdenas y Campo 2007), con efectos negativos para la mineralización de bioelementos y la disponibilidad de bioelementos en el suelo (Solís y Campo 2004). Tomados en conjunto estos últimos resultados, es esperable una desaceleración en los procesos de restauración, y la reducción de la biodiversidad en áreas bajo restauración (Ceccon *et al.* 2004).

OTROS CAMBIOS GLOBALES

Se han producido también otros cambios globales de importancia para la restauración ecológica y la sostenibilidad de los recursos. Las tasas de extinción de especies durante el *antropoceno* ha aumentado en dos órdenes de magnitud comparada con la documentada para los tiempos previos; la circulación global de nitrógeno se ha duplicado y la de fósforo incrementado en aproximadamente un orden de magnitud; la capa de ozono ha disminuido; está ocurriendo la “acidificación” de las aguas marinas; y se discute la posibilidad que la extensión del área cultivada parece aproximarse a un límite de capacidad planetaria (Rockström *et al.* 2009). Por otra parte, la búsqueda de alternativas energéticas (p.e., agrocombustibles) y la implementación de sus cultivos globalizados incrementará la deforestación y la degradación de tierras; a ello debe agregarse su contribución directa e indirecta al calentamiento del planeta.

CONDICIONES DESEADAS

Dado que el cambio en el clima es real, existen numerosos sinergismos entre el cambio del clima, otros cambios globales y los ecosistemas, que están afectando los procesos naturales y producen cambios ecológicos, y considerando que estos cambios ocurren rápidamente, los planes y objetivos de restauración no pueden formularse con base en condiciones deseadas sin considerar los efectos del cambio climático. Sin duda la comunidad científica ha producido abundante información ecológica respecto a las consecuencias potenciales del cambio climático para los ecosistemas, que resultan de utilidad para fortalecer las bases de la teoría y la práctica de la restauración.

En un análisis de 364 publicaciones científicas para el período 1999-2008, Campo (2009), comprobó la existencia de un sesgo dirigido al estudio de biomas forestales (concentran 83% de los estudios y representan aproximadamente 25% de la superficie terrestre), lo cual refleja el interés político y público en la captura de carbono por parte de los bosques. Por otra parte, el autor identifica una necesidad urgente de fortalecer los estudios en las áreas de sabanas y en zonas áridas. Respecto a las sabanas que solo representan el 8% de los estudios, debe señalarse su importancia en la captura de CO₂ atmosférico (participan con 23.8% de la productividad primaria neta terrestre; Sabine *et al.* 2004) y, también, que los escenarios de cambio climático y de cambios en la distribución de la vegetación, pronostican el incremento del área de este bioma a partir de la sustitución de bosques tropicales estacionalmente secos.

PROPUESTAS

En un trabajo previo (Campo 2009) se planteó que la restauración de las condiciones de los ecosistemas, con un sesgo en conservar la máxima biodiversidad y el funcionamiento, y con ello el almacenamiento de más carbono, es una de las acciones urgentes que debemos realizar para aliviar los impactos del cambio climático y dar a las especies y a los ecosistemas la oportunidad para ajustarse al calentamiento global. Para ello es necesario:

- establecer como meta la restauración del funcionamiento de los ecosistemas y la preservación de ecotipos como forma de mantener el capital natural;
- crear redes de monitorización de los programas de restauración lo cual permitirá identificar las respuestas ante las tendencias del cambio climático de aquellas que lo son ante eventos extremos del cambio en el clima;
- desarrollar la discusión para la creación de un programa de ensayos donde se simulen los cambios pronosticados en los principales vectores del cambio climático global;

- fortalecer la colaboración entre modeladores del cambio climático y ecólogos de la restauración, que conduzca al desarrollo de simulaciones del cambio climático a escala regional y local, y su interacción con los ecosistemas;
- y, por supuesto, los equipos de planificación (restauradores) deben usar los modelos para escenarios planificados cuando ellos contemplan las condiciones deseadas acordadas con la participación del público.

CONCLUSIONES

Las nuevas condiciones biofísicas no permiten mantener la práctica de la restauración ecológica orientada con base en la utilización de sistemas de referencia basado en la historia. Existen cambios globales en el clima que son inevitables e irreversibles, y sus efectos pueden operar antes de que sean perceptibles. Exactamente cómo responderá cada ecosistema al incremento de la temperatura dependerá del clima regional y la topografía, y de la sensibilidad de los ecosistemas a éstos cambios y a procesos de retroalimentación, como son la fertilización con CO₂ y con bioelementos (Dentener *et al.* 2006, Mahowald *et al.* 2008). Ante estos nuevos escenarios es indispensable cambiar el paradigma de la ecología de la restauración. Para un nuevo planteamiento es urgente fortalecer la teoría de la ecología de la restauración mediante una nueva generación de experimentos que permitan explorar las trayectorias de los ecosistemas ante los cambios esperados en el clima y en los ciclos biogeoquímicos, y el establecimiento de programas de monitorización a largo plazo. Sin duda, la restauración ecológica en términos de reforestación y restauración de tierras agrícolas degradadas, constituye una respuesta importante ante el cambio climático debido a que estas actividades contribuyen al balance de carbono en una forma positiva.

LITERATURA CITADA

- Campo J. 2009. La restauración ecológica en un clima cambiante: ¿es imprescindible un cambio de paradigma?. En: J.L. Fernández Turiel y M.I. González Hernández (eds.). *Contaminación, descontaminación y restauración ambiental*. Editorial SIFyQA, Mundiprensa, España (en revisión).
- Campo J. y R. Dirzo. 2003. Leaf quality and herbivory responses to soil nutrient addition in secondary tropical dry forests of Yucatán, Mexico. *J. Trop. Ecol.*, 19: 525-530.
- Cárdenas I. y J. Campo. 2007. Foliar nitrogen and phosphorus resorption and decomposition in the nitrogen-fixing tree *Lysiloma microphyllum* in primary and secondary seasonally tropical dry forests in Mexico. *J. Trop. Ecol.*, 23: 107-113.
- Ceccon E., S. Sánchez y J. Campo. 2004. Tree seedling dynamics in two tropical abandoned dry forests of differing successional status in Yucatan, Mexico: a field experiment with N and P fertilization. *Plant Ecol.*, 170: 277-285.
- Daily G.C. 1995. Restoring value to the World's degraded lands. *Science*, 269: 350-354.
- Dentener F., J. Drevet, J.F. Lamarque, I. Bey, B. Eickhout, A.M. Fiore, D. Hauglustaine, L.W. Horowitz, M. Krol, U.C. Kulshrestha, M. Lawrence, C. Galy-Lacaux, S. Rast, D. Shindell, D. Stevenson, T. Van Noije, C. Atherton, N. Bell, D. Bergman, T. Butler, J. Cofala, B. Collins, R. Doherty, K. Ellingsen, J. Galloway, M. Gauss, V. Montanaro, J.F. Müller, G. Pitari, J. Rodriguez, M. Sanderson, F. Solomon, S. Strahan, M. Schultz, K. Sudo, S. Szopa y O. Wild. 2006. Nitrogen and sulfur deposition on regional and global scales: A multimodel evaluation. *Global Biogeochem. Cy.*, 20: GB4003.
- Falk D.A., M.A. Palmer y J.B. Zedler. Editores. 2006. *Foundations of restoration ecology*. Island Press, Washington D.C., 364 pp.
- Field, C.B., D.B. Lobell, H.A. Peters y N.R. Chiariello. 2007. Feedbacks of terrestrial ecosystems to climate change. *Annu. Environ. Resour.*, 32: 1-29.
- Hobbs R. y K. Suding. 2009. *New models of ecosystem dynamics and restoration*. Island Press, Washington D.C., 366 pp.
- IPCC. 2000. *Special report on emission scenarios (SRES)*. N. Nakicenovic y R. Swart (eds.). Cambridge University Press, Cambridge, 570 pp.
- IPCC. 2007a. *Climate change 2007: The physical science basis*. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. S. Solomon, D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor, y H.L. Miller (eds.). Cambridge University Press, Cambridge, 996 pp.

- IPCC. 2007b. *Climate change 2007: Impacts, adaptation, and vulnerability*. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. M.L. Parry, O.F. Canziani, J.P. Palutikof, P.J. van der Linden y C.E. Hanson (eds.). Cambridge University Press, Cambridge, 976 pp.
- Luo Y. 2007. Terrestrial carbon-cycle feedback to climate warming. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 38: 683-712.
- Mahowald N., T.D. Jickells, A.R. Baker, P. Artaxo, C.R. Benitez-Nelson, G. Bergametti, T.C. Bond, Y. Chen, D.D. Cohen, B. Herut, N. Kubilay, R. Losno, C. Luo, W. Maenhaut, K.A. McGee, G.S. Okin, R.L. Siefert y S. Tsukuda. 2008. Global distribution of atmospheric phosphorus sources, concentrations and deposition rates, and anthropogenic impacts. *Global Biogeochem. Cy.*, 22: GB4026.
- Ramankutty N., A.T. Evan, C. Monfreda y J.A. Foley. 2008. Farming the planet: 1. Geographic distribution of global agricultural lands in the year 2000. *Global Biogeochem. Cy.*, 22: GB1003.
- Rockström J., W. Steffen, K. Noone, F.S. Chapin, E.F. Lambin, T.M. Lenton, M. Scheffer, C. Folke, H.J. Schellnhuber, B. Nykvist, C.A. de Wit, T. Hughes, S. Van der Leeuw, H. Rodhe, S. Sörlin, P.K. Snyder, R. Costanza, U. Svedin, M. Falkenmark, L. Karlberg, R.W. Corell, V.J. Fabry, J. Hansen, B. Walker, D. Liverman, K. Richardson, P. Crutzen y J.A. Foley. 2009. A safe operating space for humanity. *Nature* 461: 472-475.
- Sabine C.L., M. Heimann, P. Artaxo, D.C.E. Bakker, C.T.A. Chen, C.B. Field, N. Gruber, C. Le Quéré, R.G. Prinn, J.E. Richey, P. Romero Lankao, J.A. Sathaye y R. Valentini. 2004. Current status and past trends of the global carbon cycle. En: C.B. Field y M.E. Raupach (eds.). *The global carbon cycle. Integrating humans, climate, and the natural World*. Island Press, Washington, 17-44 pp.
- Solís E. y J. Campo. 2004. Soil N and P dynamics in two secondary tropical dry forests after fertilization. *Forest Ecol. Manage.*, 195: 409-418.
- van Andel J. y J. Aronson. Editores. 2006. *Restoration ecology: the new frontier*. Blackwell, Oxford, 312 pp.



4. LAS INVASIONES BIOLÓGICAS CAUSAS Y CONSECUENCIAS SOBRE EL MEDIO NATURAL

Camilo de los Angeles Cárdenas

*Dirección Nacional de investigaciones, Universidad Antonio Nariño
Cra. 3E No. 47-15 B4 P4 Bogota D.C. Colombia
asesor.investigaciones@uan.edu.co*

Jennyfer Insuasty Torres

*Grupo de Restauración Ecológica, Departamento de Biología
Universidad Nacional de Colombia. Cra. 30 No. 45-03, Bogotá D.C.
jinsuastyt@unal.edu.co*

RESUMEN

Uno de los problemas que enfrenta la restauración ecológica es el de las especies invasoras, los ecosistemas alterados son muy susceptibles a ser invadidos y es necesario tener un conocimiento claro de sus rasgos de historia de vida, ecología y los métodos de control y erradicación. En este trabajo se presenta una revisión de los principales trabajos sobre las invasiones biológicas, exponiendo los conceptos que subyacen en la teoría ecológica de la invasión de especies, a partir de los trabajos de Charles Elton en la década de los cincuenta hasta nuestros días. La revisión presenta los diferentes epítetos relacionados con las especies invasoras dando claridad y precisión a cada término de acuerdo con el contexto donde se empleó inicialmente. Además se tratan los temas referentes a: la dispersión natural y asistida de los organismos, las características biológicas de las especies invasoras, y de los ecosistemas donde estas arriban, las consecuencias de las invasiones biológicas y el control de las mismas, para terminar con una breve recuento de la información que se tiene actualmente sobre las invasiones biológicas en Colombia.

MOVILIZACIÓN DE ESPECIES

Todos los organismos tienen la capacidad de dispersarse, es decir de transportar sus gametos (Krebs 1986). Este atributo es indispensable para la conservación de las especies y determina las tasas con las que se “escapa de ambientes desfavorables”, así como la tasa de “descubrimiento de ambientes favorables” (Begon *et al.* 1996).

El movimiento de organismos entre distintos puntos del planeta ha sido fundamental en los procesos de evolución, especiación y extinción (Williamson & Fitter 1996). La presencia de los organismos en un nuevo lugar supone un movimiento autónomo o facilitado, ya sea por otros organismos, por las corrientes de agua, el aire, e incluso a gran escala por fenómenos geológicos (Begon *et al.* 1996). Este transporte permite la llegada de organismos o sus diásporas (también llamados propágulos) a un nuevo lugar y de esta manera se constituye la primera fase del proceso de colonización, entendido también como el arribo y posterior establecimiento de organismos en un nuevo lugar (Chambers 1995).

La colonización del espacio terrestre por los seres vivos es una constante en la historia evolutiva del planeta. Los organismos se mueven por distintos lugares y se establecen en los hábitats más adecuados de acuerdo a sus características y necesidades, siguiendo el proceso de colonización natural (Estades 1998, Margulis *et al.* 1989). Varios organismos pueden establecerse y hacer uso del mismo espacio en distintos momentos, lo que genera una dinámica en el reemplazamiento de especies. Estos cambios temporales se conocen como sucesión, y los cambios del área ocupada en determinado momento determinan la distribución natural de la especie (Krebs 1986).

Los cambios en la distribución natural dependen de los mecanismos de dispersión y las barreras del entorno (geográficas, edáficas, climatológicas, ecológicas). La superación de dichas barreras en la mayoría de ocasiones se debe a la acción humana, por su actividad colonizadora, comercial y turística (D’Antonio & Vitousek 1992). En la actualidad, muchos organismos no habrían podido llegar a distintos puntos del planeta de no haber sido por la actividad humana (Estades 1998). De esta manera, el hombre ha creado un nuevo orden de magnitud en la distancia de dispersión y distribución de las especies (Heywood 1989). Accidental o voluntariamente las actividades humanas han trasladado muchas especies a nuevos hábitats en las últimas decenas de miles de años (D’Antonio & Vitousek 1992). El desarrollo agropecuario es tal vez la mayor evidencia de la movilización de especies: trigo, cebolla, aceitunas del Medio Oriente, vacunos de Eurasia, gallinas de Indochina, papas de Perú, etc., evidencian el papel humano

en el movimiento de especies a lo largo y ancho del planeta y los motivos antrópicos a los que obedecen son de distinta índole: satisfacción de necesidades alimenticias, estéticas, introducción de mascotas o controladores biológicos (Estades 1998).

La presencia de especies nuevas en un lugar, va desde la simple adición de una especie más en la comunidad que le acoge, hasta cambios en la función del ecosistema receptor (Pauchard & Alaback 2002), por lo que es necesario precisar el termino de especies invasoras.

ESPECIES INVASORAS

A partir de los trabajos de Charles S. Elton, la ecología de la invasión cobra un lugar propio dentro de la teoría general ecológica (Davis *et al.* 2001), pero aun así las palabras invasión y colonización se habían usado indistintamente durante muchos años en ecología (Williamson 1996). Algunos autores han usado el término invasión para referirse a la colonización de nuevos espacios, posiblemente atendiendo al sentido literal de la palabra (Cardenas 2005). En este sentido la palabra invasora es sinónima de colonizadora (Davis *et al.* 2001, Vilà 2001). En los últimos 25 años este término corresponde a un proceso mucho más amplio, al citado en la bibliografía con diferentes nombres y definiciones. Entre ellos; “aliens” (Goodland *et al.* 1988), “non native” (Davis *et al.* 2000), “weed” (Roberts & Dakwins 1967), “invaders” (Vitousek 1990), “non indigeneus” (Berger 1993), “exotic” (D’Antonio & Vitousek 1992), “imported” (Williamson & Fitter 1996), “introduced” (Lonsdale 2004), “traslocated” (Pysek *et al.* 2004), “neophytes” (Pysek 1995), “adventive” (Brandes & Griese 1984), “newcomers” (Kornas 1971), “naturalized” (Rodman & Chew 1980), y “plants transformers” (Braun-Blanquet & Pavillard 1922). El uso de uno u otro de estos términos depende de la tradición de distintas escuelas botánicas (anglosajona, rusa, Europa central, Europa occidental, y norteamericana) y del punto de vista que se aplique; ecológico, biogeográfico o agrícola (Pysek *et al.* 2004).

Algunas de las definiciones más conocidas son las de Randall (2000) y Williamson (2000). El primero define una especie exótica invasora como aquella que está en un área distinta de su distribución natural, habiendo superado las barreras gracias a la intervención antrópica. El segundo, usa el termino “invasora” refiriéndose a la especie que ha superado la etapa de naturalización (ha llegado y se ha establecido) y se encuentra en expansión, en un área donde no es autóctona y tiene un impacto negativo para la biocenosis. Adicionalmente este autor, define la invasión biológica como el proceso de movilización, traslado e importación y establecimiento de especies como consecuencia de actividades antrópicas, donde pueden propagarse hasta constituir poblaciones con consecuencias evidentes para su entorno. Según estos autores es importante resaltar dos aspectos de las plantas invasoras, (1) que son especies exóticas y (2) que producen efectos nocivos en el ecosistema que invaden. Sin embargo, en la ecología de invasiones se encuentran múltiples excepciones y casos especiales. Por una parte, no toda especie exótica es invasora, altera el ecosistema o causa un efecto nocivo (Davis & Thompson 2000, Pysek *et al.* 2004). Por otra parte, el impacto nocivo de la invasión es difícil de cuantificar tanto ecológicamente (Parker *et al.* 1999), como en términos económicos (Perrings *et al.* 2002). A pesar de que la mayoría de especies invasoras tienen impactos evidentes tanto en la economía, como sobre la biocenosis (Pimentel *et al.* 2000), es de destacar que aún son muchas las especies catalogadas como invasoras sobre las que no se han realizado estudios experimentales que permitan determinar sus efectos. Estas razones dificultan el consenso sobre la definición de especies invasoras (Pysek 1995).

Algunos parámetros como el origen del colonizador, la distancia y velocidad de dispersión y el impacto sobre la biocenosis, están presentes en todo proceso de invasión y permiten a varios autores converger en un punto de encuentro en el momento de acercarse a definiciones más exactas. Pysek *et al.* (2004), logran sintetizar y precisar múltiples definiciones de acuerdo con los parámetros mencionados y concilian los distintos términos usados por las diferentes escuelas botánicas y los puntos de vista ecológicos, biogeográficos o agrícolas (Figura 1).

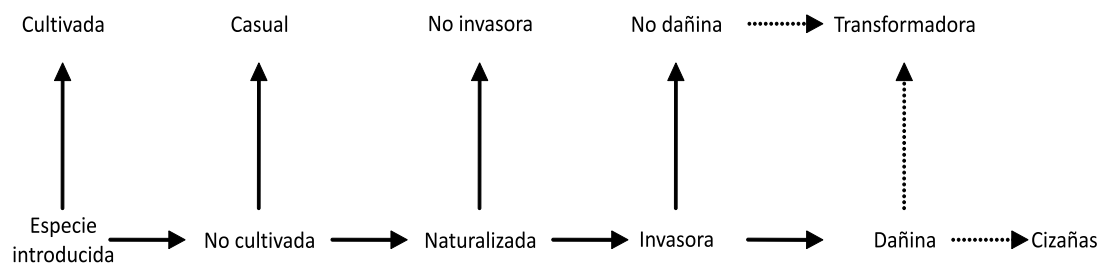


Figura 1. Clasificación dicotómica de las especies introducidas (modificado Pysek *et al.* 2004)

En la Figura 1 las líneas punteadas significan que a estas etapas o categorías se puede llegar por múltiples caminos (ejemplo: no todas las transformadoras o dañinas, son invasoras).

Según estos autores, una especie invasora es una especie con gran capacidad colonizadora, naturalizada, capaz de mantener sus poblaciones, en expansión sobre áreas muy grandes a considerables distancias de las plantas parentales (Pysek *et al.* 2004). La tabla 1 muestra con mayor detalle las categorías propuestas por estos autores para describir y definir las especies invasoras.

Tabla 1. Unificación de términos y definición de plantas invasoras (modificado de Pysek *et al.* 2004).

Término	Sinónimo	Definición
Alien	Ajena Non native Non indigenous Alóctona Exótica Novel Introduced Importated Immigrate	Planta que llega a un lugar con la ayuda voluntaria o involuntaria del ser humano
No cultivada	Espontánea Ruderales	Planta no cultivada ni asociada a cultivos
Naturalizada	Naturalized Established	Poblaciones que logran auto reemplazarse por más de 10 años sin intervención antrópica
Invasora	Invaders Invasives	Plantas naturalizadas y en expansión que colonizan distancias superiores a dos metros en un año
Dañina	Plants Harmful Noxious Malezas	Plantas con evidentes impactos sobre la biodiversidad o los servicios ambientales
Transformadora	Envirolmental Forming Plants Newcomers	Plantas (no necesariamente Alien) que cambian las características, las condiciones o la forma del ecosistema dentro de una área sustancial
Cizaña	Weeds Pest	Plantas dañinas con impacto económico valorado

Precisar exactamente cuáles son las características de una especie invasora no es tarea fácil, debido a la complejidad del proceso de invasión. Por otra parte, no basta con poseer una serie de características para ser invasor, ni ser invasor implica tener una lista de características estandarizadas (Heger & Trepl 2003). En el complejo fenómeno de las invasiones biológicas interactúan las características potenciales del invasor con las del ecosistema susceptible de ser invadido (Vilà & Weiner 2004) de acuerdo a la historia de introducción de los organismos invasores, las perturbaciones existentes en el ecosistema receptor, la escala espacio-temporal con que se mida la invasión, etc (Mack *et al.* 2000).

Algunos autores como (Grime 1979, Noble & Slatyer 1980) han descrito ampliamente el proceso de colonización de las plantas y la dinámica de la vegetación. Entre otros enfoques, las invasiones vegetales pueden analizarse teniendo en cuenta los procesos generales de colonización de nuevas áreas. Según el modelo de Noble & Slatyer (1980) existen tres fases en el proceso colonizador de las plantas: *arribo*, *establecimiento* y *permanencia* hasta que logran acaparar la mayor parte de los recursos disponibles. A cada fase le corresponden atributos, que en el caso de las especies invasoras, en muchos casos aventajan a los que poseen las plantas nativas.

Otros autores han hecho aportes importantes al conocimiento de la dinámica de las invasiones: Noble (1989), Sher & Hyatt (1999), Randall (2000) y Williamson (2000), han detallado el proceso de colonización de las plantas invasoras e intentan sintetizar y presentar modelos del proceso de invasión. Así por ejemplo el modelo de Sher & Hyatt (1999), caracteriza las plantas invasoras de acuerdo a tres atributos:

- *Atributos reproductivos*: Ciclos de vida más cortos o modificados en el tiempo, germinan o florecen antes que las plantas nativas, tienen periodos de floración y fructificación más largos o de germinación más cortos. Se reproducen por semilla y/o retoños (reproducción sexual y asexual). Tienen capacidad de hibridación con otras especies, presentan auto fertilización y auto compatibilidad. Usan varias vías de polinización. La producción de semillas es abundante, con alta viabilidad, facilidad y amplitud de dispersión, además forman banco de semillas.
- *Tolerancia ambiental*: presentan amplio rango de distribución, escasos requisitos para la germinación y son tolerantes a disturbios.
- *Habilidad competitiva*: tienen alta asimilación de nutrientes, manejo eficiente de la luz y energía, producción de sustancias alelopáticas, y carencia de enemigos naturales o depredadores.

Sobre la base de los modelos anteriormente mencionados, se presentan a continuación, algunas características que favorecen el éxito de las especies invasoras:

1. **Ciclo de vida**: un ciclo de vida corto, permite alcanzar estados reproductivos antes que otras especies, asegurando la siguiente generación.
2. **Velocidad de crecimiento**: un rápido desarrollo de las raíces y partes aéreas, les da mayor capacidad de absorción de agua y nutrientes, y mayor área fotosintética.
3. **Plasticidad de las poblaciones**: individuos dentro de la población que manifiestan cambios a simple vista debido al efecto de la variación ambiental.
4. **Prolificidad**: alta producción de semillas y/o estructuras reproductoras vegetativas; algunas plantas llegan a producir 200 mil o más semillas por individuo y otras más de 40 millones de tubérculos por hectárea.
5. **Versatilidad de las semillas**: las semillas de plantas invasoras pueden germinar en diferentes épocas del año, y conservar su viabilidad por largo tiempo.
6. **Alelopatía**: liberación de compuestos químicos que pueden estimular, inhibir o retardar la germinación o crecimiento de otras especies.
7. **Flexibilidad**: las plantas invasoras son bastante flexibles a variaciones de las condiciones ambientales, adaptándose a sequías o inundaciones, falta de luz o espacio.

INVASIBILIDAD DE LOS ECOSISTEMAS

La vulnerabilidad de los ecosistemas a la invasión se presenta como una propiedad que se ha definido como invasibilidad. Además de las características individuales de las plantas invasoras, el proceso de invasión es posible gracias a las características del ecosistema receptor, tal como lo manifiestan Lonsdale (1999) y Williamson (2000) quienes coinciden en tres tipos de factores:

- Individuales: características genéticas, amplitud de nicho, nichos vacíos, tamaño y mecanismos de dispersión, aislamiento taxonómico, plasticidad climática.
- Poblacionales: Abundancia, ausencia de enemigos o controladores naturales, alta tasa de crecimiento, rango de distribución amplio.
- Históricos: Éxito previo de invasiones y presión de propágulos, adaptación a disturbios.

Otros autores agregan a estos modelos otros conceptos como: el tamaño del ecosistema receptor, la relación perímetro/área, los sectores insulares, y la ausencia de grupos funcionales. En conclusión, la interacción entre las plantas potencialmente invasoras y los ecosistemas vulnerables propicia el éxito de la invasión.

Williamson & Fitter (1996) sintetizaron el proceso de invasión en tres grandes etapas: introducción, naturalización y expansión (invasión), demostrando que la probabilidad de pasar de una etapa a otra es siempre menor al 10 %. Esto es debido a las restricciones ambientales que impone a las especies invasoras el ecosistema receptor. Por lo tanto, los ecosistemas receptores determinan en gran medida el éxito de la invasión.

El grado de susceptibilidad a la invasión tendría una posible explicación en la teoría de la resistencia biótica (Elton 1958), según la cual a mayor diversidad mayor resistencia a las invasiones. Una alta diversidad supone alta proporción de nichos ocupados, por lo que un organismo invasor encontraría con mayor probabilidad un organismo nativo con el que competir por su nicho. Esta teoría no logra explicar contundentemente la susceptibilidad de los ecosistemas a la invasión. Se ha demostrado que no se cumple en varios casos, por lo que no puede ser el único factor que determine la invasión. Otros factores como la presión de propágulos (número de propágulos que llegan simultáneamente), y el número de intentos de introducción pueden superar ampliamente la barrera de la resistencia biótica (Elton 1958). Es importante resaltar que la disponibilidad de recursos, siempre será un elemento que propicie el establecimiento de nuevos colonizadores a pesar de la competencia que estos puedan generar con especies alóctonas o autóctonas (Ríos & Vargas 2003)

Son entonces múltiples las razones por las cuales un ecosistema es susceptible de ser invadido. Varios autores han demostrado la importancia de dos factores fundamentales: la ausencia de predadores y las perturbaciones o disturbios.

- La ausencia de predadores, o controles naturales, hace posible que aumente la biomasa y el número de individuos y empezar un nuevo frente de colonización (Lodge 1993). Las poblaciones aumentan porque es mayor el número de individuos con capacidad reproductiva y presentar escasas pérdidas por predación.
- Las perturbaciones son un factor que aumenta la vulnerabilidad de los ecosistemas a la invasión y fue expresado por primera vez por Elton (1958) quien observó que las invasiones eran más frecuentes en zonas modificadas por prácticas humanas. Muchos autores, entre ellos Hobbs (1989) y Rejmanek (1989) describen el papel facilitador de las perturbaciones en los procesos de invasión. Lozon & Mac Isaac (1997) analizaron 133 artículos científicos publicados entre 1993 a 1995 sobre invasiones, encontrando que en el 97% de los casos las invasiones estaban relacionadas con actividades humanas que han modificado el entorno y en el 57 % estaban relacionados con perturbaciones directas. Estas referencias muestran la importancia de las perturbaciones en el proceso de invasión.

En síntesis, el análisis del proceso de invasión debe tener en cuenta las características de la especie invasora, del ecosistema receptor, (tamaño, insularidad, presencia de nichos vacíos, diversidad, grupos funcionales, estructura y función del ecosistema), los factores históricos, los poblacionales, la ausencia de controladores naturales y las perturbaciones.

CONSECUENCIAS DE LAS INVASIONES BIOLÓGICAS

Las primeras consecuencias estudiadas de especies invasoras dañinas fueron las pérdidas económicas asociadas a la agricultura (Chancellor 1964). Actualmente se considera que las invasiones biológicas son la segunda causa de pérdida de la biodiversidad a nivel global, después de la pérdida de hábitats (Walker & Steffen 1997). La intensa competencia generada por las invasoras puede diezmar las poblaciones nativas (Lodge 1993).

Muchas especies invasoras pueden también ser depredadoras, parásitas o patógenas de las especies nativas, las cuales no poseen o no han desarrollado mecanismos de resistencia adecuados, lo que puede causar, en corto tiempo, una catástrofe demográfica (Williamson 1996). La presión sobre la demografía de las especies también puede actuar a nivel genético a causa de la hibridación de las especies invasoras y las nativas, y se ha comprobado que la hibridación representa grandes pérdidas de información genética (Rhymer & Simberloff 1996).

Las invasiones biológicas pueden “romper también el equilibrio del ecosistema” generando pérdidas en cadena (Pimm 2004), por ejemplo la pérdida de un predador, puede aumentar la presión de un herbívoro sobre la vegetación de un lugar, lo que puede suponer a su vez la pérdida de una especie vegetal y otros organismos asociados. Adicionalmente, las invasoras pueden alterar los ciclos de energía y nutrientes del ecosistema (Vitousek 1990, Mack *et al.* 2000, Levine *et al.* 2003), modificando las entradas y salidas energéticas del mismo, al actuar sobre elementos tensionantes o limitantes (Brown & Lugo 1994). Ligados a estos elementos se encuentra la alteración del régimen de perturbaciones, pues las invasiones biológicas pueden aumentar la intensidad, frecuencia y extensión de perturbaciones asociadas, como las inundaciones, la erosión, el fuego, etc. (D’Antonio & Vitousek 1992, Barrera *et al.* 2002)

Resumiendo, las invasiones alteran las características estructurales del ecosistema como el desplazamiento de especies, la restricción del área de distribución de especies nativas, la fragmentación del hábitat, la incorporación de nuevas especies, presencia/abundancia de predadores y patógenos, y la alteración de la reserva genética (pool genético). También afectan las características funcionales, como la relación coevolutiva entre especies, la alteración de nichos, los cambios en ciclos de la energía, el agua y los nutrientes, sin olvidar la alteración del régimen de perturbaciones (fuego, inundaciones, erosión, etc) (Berger 1993).

Estos cambios se manifiestan a nivel poblacional mediante alteraciones especie-abundancia, extinciones, cambios en los niveles de depredación y herbivoría, competencia, interferencia e hibridación entre especies nativas y exóticas. A nivel de la comunidad, el ecosistema y el paisaje, pueden generar cambios en los ciclos de nutrientes, fuegos, etc., favorecer la fragmentación, el desvío de la sucesión y el reemplazo total de especies en una área, propiciando muchos efectos nocivos que dan origen a lo que se conoce como “cadena de pestes” (Mack *et al.* 2000, Williamson 1999).

También se ha demostrado que las invasiones se relacionan con el cambio global. Por ejemplo, el cambio de uso del suelo, propicia la destrucción de hábitats y la invasión de especies, y éstas a su vez favorecen la degradación de hábitats (alteración en ciclos hídricos y de fuego, etc.) (Cárdenas 2005) con la consecuente pérdida de biomasa, contribuyendo así al incremento de CO₂ atmosférico y las emisiones de gases de efecto invernadero (Mooney 1999). Muchas plantas invasoras emiten compuestos orgánicos volátiles (COVs) concretamente *Ulex europaeus* (retamo espinoso) emite isopreno que junto con otras emisiones antrópicas (NO_x, N₂O), reaccionan formando compuestos con efecto invernadero o tóxico para la salud humana y vegetal (Boissard *et al.* 2001). También puede favorecer la deposición atmosférica de nitrógeno (Kim *et al.* 1999, Boissard *et al.* 2001).

El impacto económico de las invasiones es difícil de cuantificar, por tratarse de un complejo proceso de interacciones humanas y procesos naturales. Este tipo de valoraciones supone estimar uno o múltiples aspectos de la invasión, como las pérdidas en las cosechas, la producción de una materia prima, la emisión de gases, los gastos en control de plagas, etc. (Pimentel *et al.* 2000). Estos autores realizaron un estudio de los daños económicos que han ocasionado 79 especies invasoras exóticas en los Estados Unidos, reportando pérdidas por 137 mil millones de dólares anuales. Así mismo, comparan su estudio con el realizado en 1973 por la United State Office of Technology Assessment, que reportó pérdidas sustancialmente menores (97 mil millones de dólares), ocasionadas por el mismo grupo de especies en el periodo comprendido entre 1908 y 1993. Las diferencias entre los dos estudios se sustentan en el número de impactos que cada uno tuvo en cuenta. La mayoría de estudios de este tipo se refieren principalmente al costo que puede generar el control de las invasiones o a la pérdida sobre el porcentaje total de la producción de una cosecha. En la actualidad la valoración económica de las invasiones tiene en cuenta cada vez más un grupo mayor de impactos, aunque otorgarles valor siga siendo tarea difícil (Perrings *et al.* 2002).

Perrings *et al.* (2002), defienden la importancia de valorar los impactos de las invasiones biológicas en términos económicos, basándose en la categorización de los recursos naturales como un bien público, con implicaciones directas en la calidad de vida de las sociedades humanas.

CONTROL DE LAS INVASIONES BIOLÓGICAS

Para entender el complejo proceso de control de las invasiones biológicas, es necesario establecer la fase en que se encuentra la invasión, ya sea, introducción, naturalización o establecimiento, e invasión (Williamson & Fitter 1996).

Generalmente los planes de control se implementan en una fase avanzada, cuando la invasión está muy desarrollada y se tiene referencia de la misma en otra zona, es decir, cuando las especies invasoras han demostrado ser problemáticas (Drake *et al.* 1989). Esta tendencia a controlar las invasiones biológicas en fases muy avanzadas, posiblemente se deba a una característica importante que manifiestan muchas especies en proceso de invasión, los denominados tiempos de retardo “Time Lags” (Drake *et al.* 1989, Williamson 2000).

En la figura 2 se describe el proceso de colonización en términos del área ocupada en relación al tiempo, se observa una lenta tasa inicial de ocupación que puede ser poco evidente, dificultando así la identificación temprana de futuros invasores.

El tiempo de retardo puede ser corto o largo, y va seguido por una fase de crecimiento muy rápido, que continúa hasta que la especie alcanza los límites ambientales y geográficos de su nueva área (Mack *et al.* 2000).

La velocidad con la que se puede expandir una especie invasora depende de los múltiples factores que inciden en el proceso de invasión biológica. Shigesada & Kawasaki (1997) proponen tres patrones básicos para representar la velocidad de expansión de las especies (rango distancia / tiempo). El primero un modelo casi lineal, que correspondería a uno o pocos focos de infestación o a condiciones ambientales difíciles para la especie invasora. El segundo es un modelo escalonado de expansión, que correspondería a especies que requieren un tiempo de adaptación al nuevo lugar y luego logran una fase de expansión vigorosa, y por último el tercer modelo es casi exponencial de crecimiento continuo, donde posiblemente las condiciones de la nueva área benefician a la invasora o bien el régimen de perturbaciones permanentes las favorece.

Conocer estas características de la invasión permite control más eficiente, cuya efectividad se obtendría por tres estrategias: evitar, conservar y actuar. Primero, se debe evitar la introducción de la especie invasora (Mack *et al.* 2000). Segundo, conservar las áreas susceptibles y minimizar los factores que favorecen la invasión (Holdgate 1986, Mack *et al.* 2000). Por último actuar sobre los organismos invasores a través de distintos métodos de control, (químicos, mecánicos, manuales y biológicos). Todos estos métodos son de alcance limitado y presentan ventajas y desventajas, que deben ser evaluados de acuerdo al tipo de área invadida y la especie invasora particular (Groves 1989).

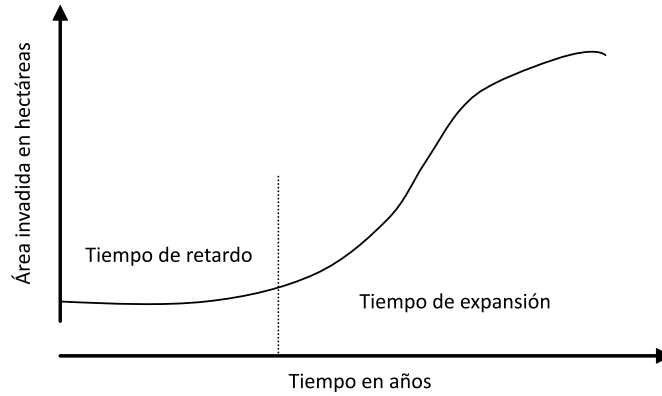


Figura 2. Patrón de colonización de las plantas terrestres, modificado de Moran & Zimmermann (1991).

INVASIONES BIOLÓGICAS EN COLOMBIA

En Colombia la introducción de especies exóticas invasoras, ya sea de manera accidental o intencional, también ha generado preocupación por las implicaciones que tiene para las diferentes comunidades naturales en términos de competencia y consecuente pérdida de biodiversidad. Esta introducción tuvo lugar desde tiempos de la colonia y fue motivada por la expansión productiva y económica.

La preocupación por las especies invasoras ha tenido mayor atención internacional desde 1982 y 1988, con las reuniones del Comité Científico para Problemas Ambientales (SCOPE, por sus siglas en inglés) en las cuales se analizaron los problemas más relevantes de las invasiones biológicas, como los daños al funcionamiento de los ecosistemas al romper las barreras biogeográficas a la dispersión (Drake *et al.* 1989).

Particularmente para los países de la Comunidad Andina, ante el creciente interés y preocupación internacional, y por el hecho de compartir ambientes ecológicos parecidos, carecer de límites naturales importantes y mantener un comercio activo entre países, se realizó una Reunión de Trabajo sobre Especies Exóticas Invasoras (RTEEI) en Brasilia en octubre de 2001 cuyo objetivo era establecer el estado actual en cada uno de los países y buscar soluciones conjuntas para este problema (Ríos 2005). Después de esta reunión la preocupación por las especies exóticas en Colombia ha crecido de manera importante. Calderón (2003) realizó una primera lista de las especies vegetales exóticas invasoras, consolidadas a partir de información por el Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. En esta lista se encuentran 48 especies introducidas y con un alto grado de competitividad en los ecosistemas, sin embargo se excluye al pasto kikuyo (*Pennisetum clandestinum*) y la leucaena (*Leucaena leucocephala*) de cualquier actividad de control debido a que tiene importancia económica como especie forrajera, y se recomienda la investigación en el manejo de las demás especies.

En el 2005 el mismo Instituto realizó una lista con especies exóticas altamente invasoras, algunas de las cuales coinciden con listas de la UICN (2001) y Quentin *et al.* (2001) (Tabla 2).

El listado se amplía progresivamente, gracias a la cooperación entre países americanos para abordar soluciones frente a este tema. La Red Interamericana de Información sobre Biodiversidad (IABIN) es una iniciativa para el manejo de información y para mejorar la toma de decisiones especialmente cuando se entra en conflicto con el desarrollo humano y la conservación de la biodiversidad. Fue creada en 1996 como una iniciativa de la Cumbre de las Américas en Santa Cruz, y es especialmente útil pues su infraestructura funciona a través de la Internet. En Colombia es coordinada por el Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (www.humboldt.org.co).

Tabla 2. Especies invasoras para Colombia según el Instituto de Investigación de Recursos Biológicos “Alexander von Humboldt” (2005). * indica que coinciden con las listas formuladas por la UICN (2001) y Quentin *et al.* (2001).

Especies invasoras	Nombre común y científico
Plantas	Canutillo (<i>Melinis minutiflora</i>)*
	Retamo espinoso (<i>Ulex europaeus</i>)*
	Retamo liso (<i>Teline monspessulana</i>)*
	Susanita de ojos negros (<i>Thunbergia alata</i>)*
	Buchón (<i>Eichhornia crassipes</i>)*
Invertebrados marinos	<i>Electroma</i> sp.
	Mejillón de estuario (<i>Mytilopsis sallei</i>)
Moluscos	Caracol de jardín (<i>Helix aspersa</i>)
Artrópodos	Hormiga loca (<i>Paratrechina fulva</i>)
Anfibios	Rana toro (<i>Rana catesbeiana</i>)*
Peces	Trucha común (<i>Salmo trutta</i>)*
	Trucha arcoiris (<i>Oncorhynchus mickiss</i>)*
	Tilapia nilótica (<i>Oreochromis niloticus</i>)*

Aunque el trabajo de investigación y campo es incipiente, y aún falta más conocimiento acerca de las especies invasoras, especialmente acerca de sus efectos en los ecosistemas, su verdadera distribución y agresividad y las posibles soluciones, la lista que existe actualmente para Colombia reporta 117 especies invasoras (IAvH 2010), adicionalmente en la base de datos se pueden encontrar algunas características generales de las especies, sus características de invasión y se pretende llegar a dar información de manejo, localidades de ocurrencia y proyectos asociados, aunque el recopilar la información para estos últimos ítems depende de la labor institucional y el interés general por dar solución a este problema. En la tabla 3 se detallan cuántas de estas especies son plantas o animales.

Tabla 3. Especies invasoras reportadas para Colombia. Detalle de su sistemática, características generales e información de Invasión (IAvH 2010).

Clase de especie invasora		Número de especies
	Protistas	2
Plantas	Plantas con crecimiento secundario	56
	Pastos	12
	Helechos	3
Animales	Artrópodos	8
	Moluscos	5
	Peces	17
	Anfibios	2
	Reptiles	1
	Aves	6
	Mamíferos	5

En cuanto a trabajos de investigación destacamos dos proyectos de investigación sobre algunos de los problemas más agudos con relación a las especies invasoras. El primero es liderado por el Jardín Botánico de Bogotá José Celestino Mutis, la Secretaría Distrital de Ambiente y la Universidad Nacional de Colombia cuyo objetivo es restaurar áreas invadidas por el retamo espinoso en el Distrito Capital (véase en este volumen restauración de ecosistemas altoandinos). El retamo espinoso (*Ulex europaeus*) es una planta procedente de Portugal (Espirito-Santo 1997) con atributos biológicos y ecológicos muy particulares que la han posesionado como una de las 100 especies más agresivas del mundo (ISSG 1998).

El segundo es liderado por el biólogo Diego Gil-Agudelo quien trabaja con la tilapia del Nilo (*Oreochromis niloticus*) y su objetivo es evaluar los efectos en el ecosistema y en las comunidades humanas. Esta especie ha invadido la mayoría de los cuerpos de agua en todo el mundo, convirtiéndose en la especie más abundante y desplazando a las especies nativas. Especialmente en Colombia en los embalses de Hidroprado, Betania y en la Ciénaga Grande de Santa Marta, hecho que la ha puesto en el primer lugar de las pesquerías, artesanales y comerciales, con una representación del 67% de las capturas y dejando aportes económicos por U\$ 2,5 millones de dólares americanos (Gutiérrez 2006).

Como se ha mencionado las perturbaciones y los ecosistemas alterados facilitan el establecimiento de especies invasoras ya que estas aprovechan de forma óptima los recursos y espacio que dejan las especies nativas, una vez se establece y permanece la especie exótica invasora es prácticamente imposible erradicarla. Tal es el caso de la rana toro (*Rana catesbeiana*) en Colombia, introducida ilegalmente en 1986, y hoy se considera que su erradicación es imposible. De igual manera sucede en Australia e Italia, en donde llevan 20 años con programas de erradicación sin resultados satisfactorios (Gutiérrez 2006).

En este sentido, en Colombia se podrían enumerar varios casos en los que una especie invasora produce cambios importantes en cuanto a composición, estructura de la biodiversidad y en los procesos ecológicos de los ecosistemas, sin embargo aún nos encontramos en etapas muy incipientes tanto de conocimiento como de manejo de las especies invasoras y sus efectos sobre el medio natural. Se hace necesario diseñar políticas de manejo, control, e investigación que permitan una acertada gestión de la biodiversidad nacional, así como la vinculación de otros estamentos sociales para dimensionar los efectos de las especies exóticas.

LITERATURA CITADA

- Barrera, J. I., Ríos, H. F. & C. H. Pinzón. 2002. Planteamiento de la propuesta de restauración ecológica de áreas afectadas por fuego y/o invadidas por el retamo espinoso (*Ulex europaeus*) en los cerros de Bogotá D. C. *Perez-Arbelaezia* 13, pp. 55-72.
- Begon, M., Harper, J. L. & C. R. Townsend. 1996. *Ecology: Individuals, populations and communities*. 1068. Blackwell Science Ltd. Oxford.
- Berger, J. J. 1993. Ecological Restoration and nonindigenous plant species: A review. *Restoration Ecology* 1 (2), pp. 74-82.
- Blossey, B. & R. Notzold. 1995. Evolution of increased competitive ability in invasive nonindigenous plant: a hypothesis. *Journal of Ecology* (83) pp. 887-889.
- Boissard, C., Cao, X.-L., Juan, C.-Y., Hewitt, C. N. & M. Gallagher. 2001. Seasonal variations in VOC emission rates from gorse (*Ulex europaeus*). *Atmospheric Environment* 35 (5) pp. 917-927.
- Bond, W. J., Vlok, J. & M. Vivoers. 2004. Variation in seedling recruitment of cape proteaceae after fire. *Journal of Ecology* 72 (1) pp. 209-221.
- Brandes, D. & D. Griese. 1984. Zum Vorkommen wärmeliebender Adventivpflanzen im östlichen Niedersachsen. *Beitr.Naturk. Nieders.* 37. pp. 57-60.
- Braun-Blanquet, J. & J. Pavillard. 1922. *Vocabulaire de Sociologie Végétale*. Imp. Lemaire-Ardres, Montpellier.
- Brown, S. & A. E. Lugo. 1994. Rehabilitation of tropical lands: A key to sustaining development. *Restoration Ecology* 2 (2) pp. 97-111.
- Calderón S., E. 2003. Plantas invasoras en Colombia: una visión preliminar. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Programa de Biología de la Conservación, Línea de Especies Focales. Bogotá, D.C. – Colombia. 8p. Documento electrónico: <http://intranet.humboldt.org.co/intranet/descargas/informeanual2003/anual-3.pdf>.
- Cárdenas, CdlA. 2005. Invasiones por *Ulex europaeus*, germinación y estrategias para su control en fases tempranas. Tesis de Maestría, Universitat Autònoma de Barcelona.
- Casal, M. 1987. Post-fire dynamics of shrubland dominated by papilionaceae plants. *Ecología mediterránea* XIII, (fascículo 4) pp. 87-98.
- Casal, M., Prado, S. & M. Rivas. 2001. Efectos del fuego sobre la germinación de varias especies leguminosas arbustivas Junta de Andalucía www.cma.junta-andalucia.es/ponencias/1370.htm.

- Chambers, J. C. 1995. Disturbance, life history strategies and seed fate in alpine herbfield communities. *Am. J. Bot.* 82, pp. 421-433.
- Chancellor, R. J. 1964. Identificación de Plántulas de Malas Hierbas. pp. 0-107. Ed. Acribia. Zaragoza.
- D'Antonio, C. & P. Vitousek. 1992. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* (23) pp. 63-87.
- Davis, M. A., Grime, J. P. & K. Thompson. 2000. Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *Journal of Ecology* 88, (3) pp. 528-534.
- Davis, M. A. & K. Thompson. 2000. Eight Ways to be a Colonizer; Two Ways to be an Invader: A Proposed Nomenclature Scheme for Invasion Ecology. *Bulletin of the Ecological Society of America* 81 (3) pp. 226-230.
- Davis, M., Thompson, K. & J. P. Grime. 2001. Charles S. Elton and the dissociation of invasion ecology from the rest of ecology. *Diversity and Distributions* 7, pp. 97-102.
- Drake, J. A., Mooney, H. A., Di Castri, F., Groves, R. H., Kruger, F. J., Rejmanek, M. & M. H. Williamson. 1989. *Ecology of Biological Invasions: A Global Perspective*. SCOPE 37. pp. 1 -528. John Wiley. New York.
- Elton, C. S. 1958. *The Ecology of Invasions by Animals and Plants*. Methuen. London UK.
- Espirito-Santo, M. D. E., Cubas, P., Lousa, M. F., C. Pardo & J. C. Costa. 1997. *Ulex parviflorus sensu lato* (Genisteeae, Leguminosae) en la zona centro de Portugal. *Anales Jardín Botánico Madrid* 55, pp. 49-65.
- Estades, F. C. 1998. Especie Non Grata: Efectos ecológicos de las especies exóticas. *Ciencia al Día* 1 (2) pp. 1-12.
- Goodland, T., Healey, J. & P. Binggelli. 1988. Control and management of invasive alien Woody plants in the tropics. 14 University of Wales. Bangor.
- Grime, J. P. 1979. *Plant strategies and vegetation processes*. pp. 1-222. John Wiley & Sons. New York.
- Gutiérrez, F. 2006. Estado de conocimiento de especies invasoras. Propuesta de lineamientos para el control de los impactos. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá, D.C. – Colombia. 156 p.
- Groves, R. H. 1989. *Ecological Control of Invasive Terrestrial Plants*. ESCOPE 37, eds. Drake, J. A., Mooney, H. A., Di Castri, F.
- Groves, R. H., Kruger, F. J., Rejmanek, M. & M. H. Williamson. pp. 437-461. John Wiley & Sons Ltd. New York.
- Heger, T. & L. Trepl. 2003. Predicting biological invasions. *Biological Invasions* 5, pp. 313-321.
- Heywood, V. 1989. Patterns, extents and modes of invasions by terrestrial plants. *Biological Invasions: A Global Perspective*. pp. 31-51. Drake, J. A., Mooney, H. A., Di Castri, F., Groves, R. H., Kruger, F. J., Rejmanek, M. & M. Williamson (eds). John Wiley and Sons, New York.
- Hobbs, J. R. 1989. The nature and effects of disturbance relative to invasions. *Biological invasions: a global perspective*. pp. 389-405. Drake, J.A., Mooney, H. A., Di Castri, F., Kruger, F. J., Rejmanek, M. & M. Williamson. John Wiley and Sons, London U. K.
- Holdgate, M. W. 1986. Summary and conclusions: characteristics and consequences of biological invasion. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London* 314, pp. 733-742.
- IAvH. 2005. *Especies Invasoras de Colombia*. Serie especies colombianas 3. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá D. C. – Colombia.
- IAvH. 2010. Base de datos sobre especies invasoras. Sitio web Red de Información sobre especies invasoras I3N-Colombia Instituto Alexander von Humboldt Consultado el: 19/06/2010 10:56:23 p.m. en <http://ef.humboldt.org.co>.
- ISSG. 1998. 100 of the world's worst invasive alien. A selection from the Global Invasive Species Database. En: UICN. 2001. *Global Strategy on invasive alien species*. Global Invasive Species Programme (GISP). Gland, Switzerland.

- Kim, J., Verma, S. B. & D. P. Billesbach. 1999. Seasonal variation in methane emission from a temperate Phragmites-dominated marsh: effect of growth stage and plant-mediated transport. *Global Change Biology* 5 (4) pp. 433-440.
- Kornas, J. 1971. Changements récents de la flore polonaise. *Biological Conservation* 4 (1) pp. 43-47.
- Krebs, C. J. 1986. *Ecología: Análisis Experimental de la Distribución y Abundancia*. Pirámide. Madrid.
- Levine, J. M., Vilà, M., D'Antonio, C. M., Dukes, J. S., Grigulis, K. & S. Lavorel. 2003. Mechanisms underlying the impacts of exotic plant invasion. *Proc.R.Soc.Lond.* 270, pp. 775-781.
- Lodge, D. M. 1993. Species invasion and deletions: community effects and responses to climate and habitat change. pp. 367-387. Kareiva, P. M., Kingsolver, J. G. & R. B. Huey (eds.). *Biotic interactions and global change*. Sinauer, Sunderland-Massachusetts.
- Lonsdale, W. M. 1999. Global Patterns of Plant Invasions and the Concept of Invasibility. *Ecology* 80 (5) pp. 1522-1536.
- Lonsdale, W. M. 2004. Inviting trouble: introduced pasture species in northern Australia. *Australian Journal of Ecology* 19, pp. 345-354.
- Lozon, J. D. & H. J. MacIsaac. 1997. Biological invasion: are they dependent on disturbance. *Environmental Review* 5 (2) pp. 131-144.
- Mack, R. N., Simberloff, D., Lonsdale, M. W., Vans, H. I., Clout, M. & A. Bazzaz. 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications* 10 (3) pp. 689-710.
- Margulis, L., Rambler, M. B. & R. Fester. 1989. *Global Ecology: Towards a Science of the Biosphere*. Rambler, M. B., Fester, R. & L. Margulis (eds). Academic Press. London.
- Mooney, H. A. 1999. The global Invasive Species Program. *Biological Invasion* (1) pp. 97-98
- Moran, V. C. & H. G. Zimmermann. 1991. Biological control of jointed cactus, *Opuntia aurantiaca* (Cactaceae), in South Africa. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 37 (1-3) pp. 5-27.
- Noble, I. M. & R. O. Slatyer. 1980. The use of vital attributes to predict successional changes in plant communities subject to recurrent disturbances. *Vegetatio* 43, pp. 5-21.
- Parker, I. M., Simberloff, D., Lonsdale, W. M., Goodell, K., Wonham, M., Kareiva, P. M., Williamson, M. H., Von Holle, B., Moyle, P. B., Byers, J. E. & L. Goldwasser. 1999. Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. *Biological Invasions* 1, pp. 3-19.
- Perrings, C., Williamson, M., Barbier, E. B., Delfino, D., Dalmazzone, D., Shogren, J., Simmons, P. & A. Watkinson. 2002. Biological Invasion Risks and the Public Good: an Economic Perspective. *Conservation Ecology* 6 (1) pp. 1-7. <http://www.ecologyandsociety.org/vol6/iss1/art1/print.pdf>.
- Pimentel, D., Lach, L., Zuniga, R. & D. Morrison. 2000. Environmental and Economic Costs of Nonindigenous Species in the United States. *BioScience* 50 (1) pp. 53-65.
- Pimm, S. L. 2004. *The Balance of Nature?: ecological issues in the conservation of species and communities*. University of Chicago Press. IL-USA.
- Pysek, P. 1995. On terminology used in plant invasion studies. *Plant Invasions general aspects and special problems*, pp. 71-81. Pysek, P., Prach, K., Rejmanek, M. & M. Wade (eds.). Academic Publishing, Amsterdam.
- Pysek, P., Richardson, D., Rejmanek, M., Webster, L. G., Williamson, M. & J. Kirschner. 2004. Alien plants in checklists and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists. *Taxon* 53 (1) pp. 131-143.
- Quentin, C., Cronk, B. & J. L. Fuller. 2001. *Plantas invasoras: la amenaza para los ecosistemas naturales*. WWF UK. UNESCO. Royal Botanical Gardens, Kew, Reino Unido.
- Randall, J. M. 2000. *Plant Invaders: How non-native species invade and degrade natural areas*. Brooklyn Botanic Garden. http://www.bbg.org/gardening/techniques/invasive/plant_invaders.html.

- Rejmanek, M. 1989. Invasibility of plant communities. Biological invasions: a global perspective. pp. 369-388. Drake, J. A., Mooney, H.A., Di Castri, F., Kruger, F. J., Rejmanek, M. & M. Williamson (eds.). Wiley and Sons, London U. K.
- Rhymer, J. & D. Simberloff. 1996. Extinction by hybridization and introgression. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 27, pp. 83-109.
- Ríos-Alzate, H. F. 2005. Guía técnica para la Restauración Ecológica de áreas afectadas por especies vegetales invasoras en el Distrito Capital. Complejo Invasor Retamo espinoso (*Ulex europaeus* L.) – Retamo liso (*Teline monspessulana* (L) C. Koch). Jardín Botánico de Bogotá José Celestino Mutis, Bogotá D. C. – Colombia 155 p.
- Rios, H. F. & O. Vargas. 2003. Ecología de las especies invasoras. *Perez- Arbelaezia* 14, pp. 119-148.
- Roberts, H. A. & P. A. Dakwins. 1967. Effect of cultivation of the number of viable weed seeds in soil. *Weed Research* 7, pp. 290-301.
- Rodman, J. E. & F. S. Chew. 1980. Phytochemical correlates of herbivory in a community of native and naturalized cruciferae. *Biochemical Systematics and Ecology* Volume 8 (1) pp. 43-50.
- Sher, A. A. & L. A. Hyatt. 1999. The Disturbed Resource-Flux Invasion Matrix: A New Framework for Patterns of Plant Invasion. *Biological Invasions* 1 (2-3) pp. 107-114.
- Shigesada, N. & K. Kawasaki. 1997. *Biological Invasions: Theory and Practice*. pp. 26-35. Oxford-UK.
- Vilà, M. 2001. Causas y consecuencias ecológicas de las invasiones. *Ecosistemas mediterráneos* (ed. Concejo superior de investigaciones científicas- España), pp. 373-390. Castillo & Edisant, S.L. Barcelona.
- Vilà, M. & J. Weiner. 2004. Are invasive plant species better competitors than native plant species? - evidence from pair-wise experiments. *Oikos* 105, pp. 229-238.
- Vitousek, P. M. 1990. Biological invasions and ecosystem processes: towards an integration of population biology and ecosystem studies. *Oikos* (57) pp. 7-13.
- Walker, B. & W. Steffen. 1997. An Overview of the Implications of Global Change for Natural and Managed Terrestrial Ecosystems. *Conservation Ecology* 1 (2) pp. <http://www.ecologyandsociety.org/vol1/iss2/art2/>.
- Williamson, M. 1996. *Biological Invasions* 1 edn. 244. Chapman & Hall. London – UK.
- Williamson, M. 2000. The Ecology of invasions Workshop on best management practices for preventing and controlling invasive alien species. South Africa/United States of America Bi-National Commission. http://www.york.ac.uk/res/cede/projects/gisp/pages/williamson_capetown.htm.
- Williamson, M. & A. Fitter. 1996. The varying success of invaders. *Ecology* 77 (6) pp. 1661-1666.



5. RECUPERACIÓN DE SUELOS EN EL CONTEXTO DE LA RESTAURACIÓN FORESTAL EN CLIMA SECO: EL CASO DE LA CUENCA MEDITERRÁNEA

V.R. Vallejo^{1,3}, J.A. Alloza¹, S. Bautista², C. Bladé³, J. Cortina², D. Fuentes¹, J. Llovet J.¹, I. Serrasolses¹, A. Valdecantos¹, A. Vilagrosa¹

¹ *Fundación CEAM, Parque Tecnológico, Ch. Darwin 14 E-46980 Paterna (España)*

² *Departamento de Ecología, Universidad de Alicante, Carretera de Sant Vicent s/n, 03690 Sant Vicent de Raspeig (España)*

³ *Departamento de Biología Vegetal, Universidad de Barcelona, Diagonal, 645 E-08028 Barcelona (España)*

INTRODUCCIÓN

LA DEGRADACIÓN DE LOS SUELOS FORESTALES MEDITERRÁNEOS

Los ecosistemas de la cuenca mediterránea han sido utilizados desde hace milenios para agricultura, pastoreo, aprovechamiento de leña, producción de carbón, etc. La presión humana en la Europa mediterránea siguió una tendencia ascendente desde el Neolítico. En España, hay constancia de periodos de degradación de tierras desde hace 2.500 años hasta la actualidad (Yassoglou 1998). No obstante, hay evidencias claras de la intensificación reciente de la degradación del territorio. Desde finales del siglo XIX y durante todo el siglo XX, los cambios de uso del suelo asociados a la revolución industrial y agrícola, y en las últimas décadas a la litoralización de la economía, han traído consigo problemas ambientales como desertificación, erosión y grandes incendios forestales (Kilian 1998). En los paisajes mediterráneos, las áreas situadas en la frontera entre los valles agrícolas y los bosques han sido tradicionalmente zonas de pastoreo y zonas de expansión o, alternativamente, de abandono agrícola en función de la presión demográfica y socio-económica de la época. En la actualidad, estas áreas forestales están afectadas por tres tipos principales de presiones: el abandono de tierras y el despoblamiento rural, el sobrepastoreo y, en algunas áreas, la deforestación por intensificación de la agricultura. A estas presiones se añade el impacto de los incendios forestales. Este papel de amortiguación de los cambios socioeconómicos confiere a estas zonas frontera un elevado riesgo de desertificación (Mendizábal y Puigdefábregas 2003).

En la Comunicación de la Comisión de las Comunidades Europeas “Hacia una estrategia temática para la protección del suelo” (2002), se considera que más de un 16% del territorio de la UE está afectado por algún tipo de proceso de degradación del suelo, en la mitad de los casos por erosión hídrica. Gran parte de los suelos del sur de Europa tienen un contenido bajo de materia orgánica y son particularmente proclives a la erosión. Largos periodos de sequía estival seguidos de tormentas altamente erosivas en otoño favorecen la pérdida de suelo en la región mediterránea. Por otro lado, algunos condicionantes físicos, como la escasa profundidad de los suelos y las pendientes pronunciadas, son especialmente importantes en los países mediterráneos europeos, probablemente por ser éstos muy montañosos. El citado documento hace una mención especial al sellado del suelo provocado por la construcción de viviendas, carreteras y otras estructuras. Este fenómeno es grave en las regiones costeras del Mediterráneo, donde ocasiona grandes impactos en la dinámica del agua y provoca la pérdida irremplazable de suelos fértiles.

LAS CAUSAS

Un estudio de la FAO/AGL Terrastat (Bot *et al.* 2000) indica que en la mayoría de los países de la Europa mediterránea las causas principales de la degradación son las prácticas agrícolas inapropiadas y la deforestación. En el norte de África, este de Europa, Oriente Próximo y zonas localizadas de la Europa mediterránea, se añade además el sobrepastoreo. Los datos de Terrastat (FAO/AGL) muestran que la erosión hídrica, en los países mediterráneos europeos, y la erosión hídrica y eólica, en los países del norte de África y de Oriente Próximo, son los procesos degradativos más generalizados. Aunque en menor extensión, la degradación química, debida a la salinidad y/o a la sodicidad, afecta a algunos países europeos como España.

La deforestación ha sido una de las causas directas de degradación de suelos (Figura 1) más importantes en áreas proclives a la erosión y, en general, en la Europa mediterránea semiárida. En toda la cuenca mediterránea, el uso progresivo de las zonas forestales para su transformación en pastos o cultivos y para la extracción de leñas y madera ha reducido sensiblemente el área

ocupada por bosques y matorrales. En las últimas décadas, la variación en la cubierta forestal está determinada por dos procesos opuestos, aunque relacionados. Por un lado, hay una expansión de las áreas forestales en gran parte de la Europa mediterránea (Le Houérou 1990, Pausas *et al.* 2004) que resulta, fundamentalmente, de la colonización de áreas agrícolas y pastos abandonados y de los programas de forestación desarrollados en muchos países del área mediterránea. No obstante, esta recuperación de bosques y matorrales en áreas agrícolas marginales es muy deficiente en zonas degradadas o bajo las condiciones climáticas más áridas. Por otro lado, los incendios forestales se han convertido en una de las mayores perturbaciones de los bosques y matorrales mediterráneos en las últimas décadas. El cese de las prácticas tradicionales de uso del bosque, la creación de grandes masas homogéneas de vegetación como consecuencia del abandono de tierras y de las repoblaciones forestales y la acumulación de combustible debida a políticas estrictas de exclusión de incendios son las condiciones principales que han determinado el cambio en el régimen de incendios forestales en los países mediterráneos (Moreno 1996), y que han hecho del fuego un agente de degradación y desertificación.

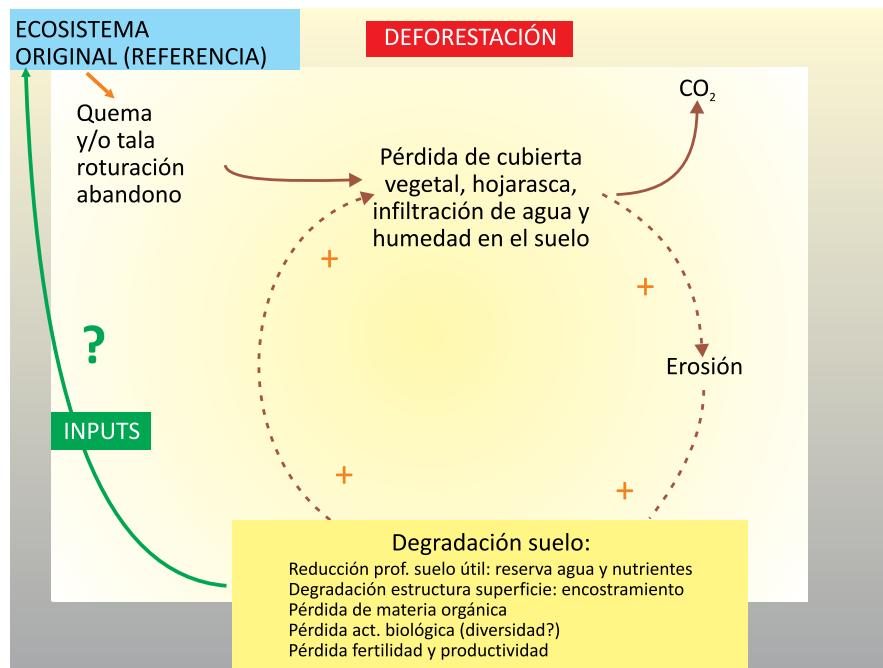


Figura 1. Procesos de degradación del suelo asociados a la deforestación.

El abandono de las zonas agrícolas marginales puede tener un impacto añadido en el caso de la agricultura en terrazas, muy común en el Mediterráneo. En muchas laderas del mediterráneo la agricultura ascendió a zonas de montaña de fuerte pendiente, por lo que se construyeron terrazas que modificaban la morfología de la ladera. Durante la segunda mitad del siglo XX se han abandonado vastas áreas con este tipo de agricultura, debido en gran medida a su escaso potencial para la mecanización de las actividades agrícolas. El estado de conservación de las terrazas de cultivo abandonadas puede influir considerablemente en la dinámica hidrológica y erosiva de las laderas (Dunjó *et al.* 2003). El colapso de estas terrazas, como consecuencia del escaso mantenimiento y del abandono, puede provocar la pérdida rápida del suelo y la aparición de regueros y cárcavas (Rodríguez y Lasanta 1992).

Aunque el problema del sobrepastoreo es especialmente acusado en el norte de África, también en Europa la intensidad del pastoreo ha aumentado en los últimos años en respuesta a algunas políticas de subvenciones a la ganadería y de mejora de la productividad (Mendizábal y Puigdefábregas 2003). En áreas consideradas marginales desde un punto de vista climático o topográfico, la capacidad de regeneración de la vegetación puede no ser suficiente para detener el deterioro progresivo de la cubierta vegetal y la compactación del suelo asociados al sobrepastoreo.

Actualmente, los ecosistemas forestales mediterráneos muestran diferentes estados de conservación/degradación de los suelos y de la cubierta vegetal. La identificación de los diferentes estados de degradación de los sistemas forestales y la evaluación de la calidad del sitio son esenciales cuando se pretende conservar y/o restaurar el ecosistema. Las situaciones más críticas, representativas de grandes áreas de la Europa mediterránea y que constituyen objetivos prioritarios para la restauración ecológica, son:

las áreas de clima semiárido con matorrales de escasa cobertura sobre suelos degradados, producto de la combinación sostenida en el tiempo de pastoreo y cultivo marginales, así como las áreas de transición entre clima subhúmedo y semiárido, que son proclives tanto a los incendios forestales como a la desertificación (Vallejo *et al.* 1999 y 2000), los matorrales quemados con alta recurrencia, o situados sobre suelos vulnerables (Vallejo y Alloza 1998), y los matorrales sobrepastoreados o que incluyen secuencias de fuego y pastoreo (Papanastasis y Peter 1998).

MECANISMOS DE DEGRADACIÓN SUPERFICIAL Y EROSIÓN DEL SUELO FORESTAL

EL PAPEL DE LA VEGETACIÓN Y LOS HORIZONTES ORGÁNICOS

La eliminación o reducción de la cubierta vegetal y la compactación del suelo superficial son los procesos esenciales desencadenantes de la degradación y erosión del suelo forestal. La cubierta vegetal controla la escorrentía superficial y la pérdida de suelo. Son clásicos los trabajos en los que se establecen relaciones de tipo exponencial entre la proporción de suelo desnudo y la erosión (Francis y Thornes 1990). Más recientemente se ha destacado la existencia de umbrales en estas relaciones. Estos umbrales determinarían cambios significativos en la dinámica del sistema de forma que por debajo de cierto valor de recubrimiento vegetal el sistema entraría en un proceso degradativo, con pérdidas aceleradas de suelo y agua, controlado esencialmente por factores abióticos (Davenport *et al.* 1998, Imeson y Lavee 1998). La hojarasca proporciona también una eficaz protección, absorbiendo la energía del impacto de las gotas de lluvia y ofreciendo obstáculos que disminuyen la velocidad de la escorrentía superficial (Pannkuk y Robichaud 2003).

El suelo desnudo es especialmente vulnerable frente a las intensas tormentas que suelen producirse en el área mediterránea. Las gotas de lluvia impactan libremente y pueden destruir los agregados de la superficie. El material disgregado tapona los poros y forma una capa superficial compactada, sellando y encostrando la superficie del suelo. La destrucción de la estructura superficial altera el intercambio de gases, vapor y calor entre el suelo y la atmósfera, dificulta la emergencia de plántulas y limita la infiltración del agua de lluvia (Marshall y Holmes 1988). Una capacidad de infiltración reducida puede reducir sensiblemente el agua disponible para las plantas. Este punto es de especial importancia en aquellos lugares donde las condiciones climáticas son limitantes por precipitaciones escasas y torrenciales. Desde un punto de vista erosivo, el sellado y encostramiento de la superficie del suelo tiene dos consecuencias opuestas: la menor capacidad de infiltración da lugar a un aumento de la escorrentía y, por lo tanto, de su capacidad para transportar los materiales; contrariamente, un suelo compactado posee mayor resistencia a ser arrastrado (Moore y Singer 1990).

Un desarrollo escaso de la vegetación y de los horizontes orgánicos suele ir asociado a un incremento de la escorrentía superficial. A la pérdida de infiltración debida a la degradación de la superficie, hay que sumar el agua que la vegetación y la hojarasca dejan de interceptar y, por lo tanto, va a parar directamente al suelo. Por otra parte, la escorrentía puede fluir con mayor facilidad, ya que disminuye notablemente la rugosidad y los obstáculos de la superficie del suelo (hojarasca, brotes, etc.). El mayor caudal de escorrentía y la menor resistencia a su desplazamiento incrementan su potencial erosivo. La erosión del suelo superficial, de mayor calidad por el contenido en materia orgánica y nutrientes, y la pérdida de partículas finas debido a la erosión selectiva, disminuyen la fertilidad del suelo. Con la erosión también se produce un arrastre de semillas, que puede ser importante en situaciones de pendiente pronunciada como las que se dan en los *badlands* (García-Fayos y Cerdà 1997).

Son muchas las perturbaciones que provocan la disminución o la desaparición de la cubierta vegetal y pueden conducir a la degradación del suelo, como talas y aclareos, extracción de leña, sobrefrecuentación y, especialmente, sobrepastoreo e incendios forestales. El sobrepastoreo conduce a la degradación progresiva de la vegetación y a la compactación superficial, exponiendo el suelo a la erosión por agua y viento. Los incendios forestales afectan especialmente a la erosión del suelo en el área mediterránea ya que suelen producirse en verano y el suelo queda desprotegido durante el periodo de lluvias inmediatamente posterior y buena parte del año siguiente al fuego. El fuego consume gran parte de la vegetación y de los horizontes orgánicos y afecta, además, a propiedades físicas y químicas del suelo relacionadas con la erosionabilidad, como son la cantidad de materia orgánica y la estabilidad estructural (Giovannini *et al.* 1988, Soto *et al.* 1991). Finalmente, hay que considerar las posibles consecuencias de la deposición de cenizas (Giovannini 1994) y de la formación de horizontes hidrofóbicos sub-superficiales (DeBano 2000). Como consecuencia, los bosques quemados son especialmente sensibles a los agentes erosivos, pudiéndose perder cantidades importantes de suelo mientras la cobertura vegetal sea insuficiente.

Numerosos trabajos muestran datos hidrológicos y de erosión procedentes de zonas mediterráneas. Cerdà (2001) y Calvo-Cases *et al.* (2003) recogen tablas y revisiones de los mismos. Los valores obtenidos en estos estudios difieren notablemente, dependiendo de las características del medio, del método utilizado y de la escala de trabajo. No obstante, a pesar de la gran he-

terogeneidad de resultados, con diferencias de varios órdenes de magnitud, hay ciertas tendencias generales. Entre ellas destacan el efecto positivo de la vegetación, la influencia negativa de los incendios forestales, sobre todo cuando la severidad del fuego es elevada, y la importancia de eventos lluviosos extraordinarios, poco frecuentes pero que son responsables de gran parte de la producción total de sedimentos.

MECANISMOS Y FACTORES DE RIESGO DE DEGRADACIÓN DE SUELOS POST-INCENDIO

Diversos estudios realizados en los últimos diez años por la Fundación CEAM y la Universidad de Alicante en la Comunidad Valenciana han investigado específicamente los mecanismos y las condiciones de riesgo de la degradación post-incendio para los suelos forestales mediterráneos. A continuación se resumen algunos de los resultados obtenidos.

En ensayos de lluvia simulada en matorrales y pinares de áreas recientemente quemadas de las provincias de Alicante y Valencia, se observó un descenso de la infiltración después del fuego, que fue especialmente notable tras las tormentas de otoño (Figura 2, izda.). Este comportamiento tuvo lugar tanto en *Cambisoles* y *Regosoles cálcicos* (desarrollados sobre margas o coluvios margo-calizos), como en *Leptosoles rendzínicos* (desarrollados a partir de dolomías) y en ambiente seco-subhúmedo y semiárido. La reducción de la infiltración por el incendio y por las tormentas posteriores disminuyó la precipitación efectiva del 70-100%, en suelos no quemados, al 40-50% después de las lluvias otoñales en suelos quemados. En los ensayos en ambiente semiárido, el fuego apenas afectó a la capacidad de infiltración del suelo que, sin embargo, se redujo significativamente tras las lluvias otoñales (Llovet *et al.* 1994, Bautista *et al.* 1996). En estas mismas zonas margosas semiáridas, se observó una relación altamente significativa entre la capacidad de infiltración post-incendio tras el período de lluvias y la compactación superficial del suelo (Figura 2, dcha.). En general, los suelos con mayor porcentaje de limos son los que sufren un mayor impacto por el efecto combinado de fuego y lluvias. La figura 3 muestra esta relación positiva entre proporción de limos y compactación para el conjunto de ensayos realizado en clima seco-subhúmedo. Esta relación se intensifica después de las lluvias otoñales debido a la formación de la costra superficial. Estos efectos se añadirían a los observados en relación con una menor disponibilidad de agua para las plantas en suelos limosos y arcillosos (ver más adelante), dando a este tipo de suelos unas características limitantes para una óptima recuperación.

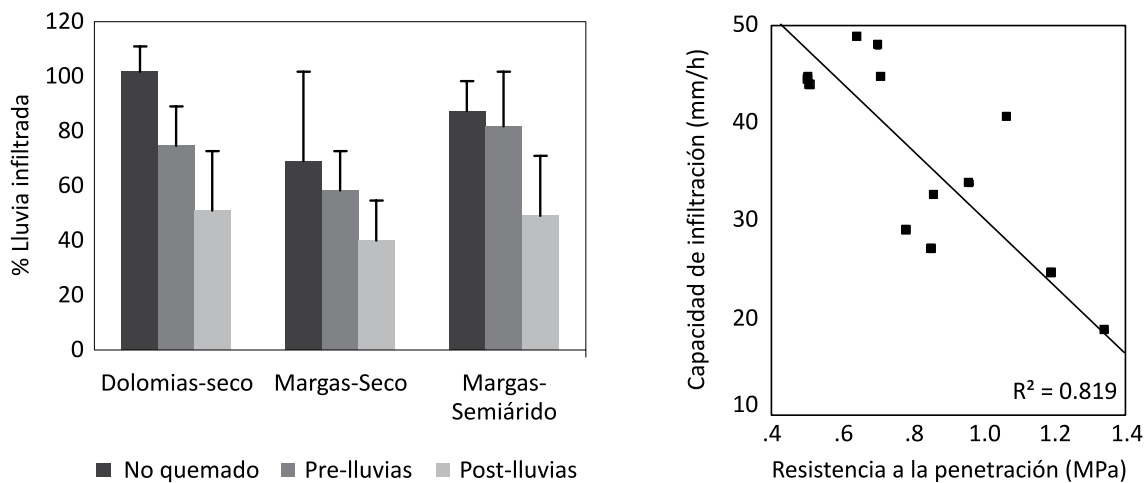


Figura 2. Porcentaje de lluvia infiltrada en suelos desarrollados sobre dolomías y margas en áreas no quemadas y en áreas quemadas en dos situaciones post-incendio: inmediatamente después del fuego (pre-lluvias) y después de las lluvias otoñales. Medias y desviaciones estándar (izquierda). Relación entre capacidad de infiltración (tasa de infiltración final estable) y compactación superficial, medida como resistencia a la penetración, en suelos margosos de clima semiárido (derecha).

Estos resultados destacan de forma consistente el importante papel del encostramiento superficial en el comportamiento hidrológico tras los incendios forestales. La literatura especializada se ha centrado tradicionalmente en el incremento de la hidrofobia, a nivel superficial o sub-superficial, como factor determinante del cambio en la respuesta hidrológica tras el fuego (DeBano 2000). Este fenómeno ha sido sobradamente contrastado en numerosos trabajos y ecosistemas diversos (Doerr *et al.* 2009). Sin embargo, en ninguno de los ensayos comentados más arriba se detectó un aumento significativo de la hidrofobia a consecuencia del fuego (datos no mostrados). Por el contrario, nuestros resultados apuntan a que en suelos relativamente pobres en materia orgánica y con texturas limosas el encostramiento superficial es el factor dominante de la respuesta hidrológica post-incendio.

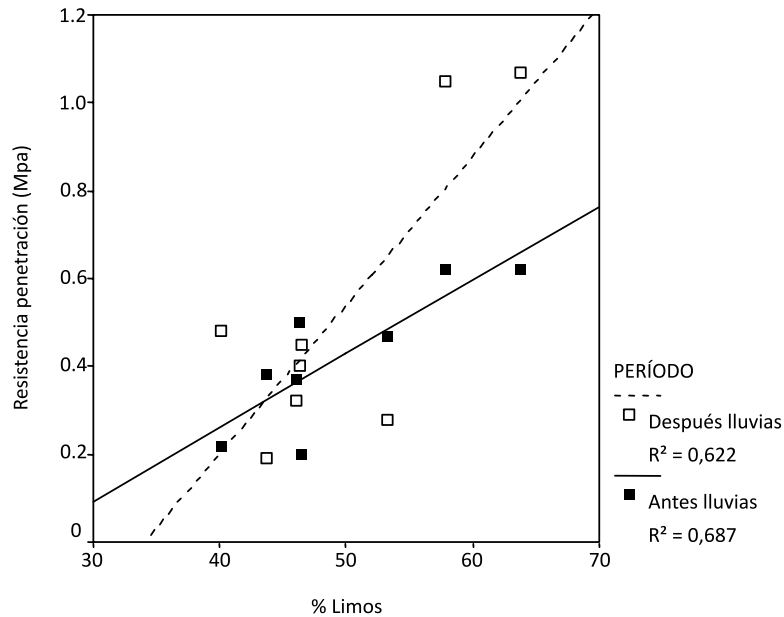


Figura 3. Relación entre porcentaje de limos y resistencia a la penetración en suelos de áreas quemadas desarrollados sobre dolomías y margas en ambiente seco-subhúmedo (sur de Valencia y norte de Alicante), inmediatamente después del incendio y después de las llluvias otoñales.

EL SUELO DEGRADADO EN LA PERSPECTIVA DE LA RESTAURACIÓN FORESTAL EN CLIMAS SECOS

La degradación de los suelos por las diversas perturbaciones mencionadas más arriba causa pérdidas de productividad a través de procesos microbiológicos, químicos (fertilidad) y físicos. En condiciones mediterráneas y, en general, en tierras secas afectadas por la desertificación (UNCCD, www.unccd.int), las limitaciones más importantes se concentran en la disponibilidad de agua (Figura 4), factor primario para el desarrollo de la vegetación y la recuperación del conjunto del ecosistema. Por lo tanto, la restauración de ecosistemas desertificados (degradados en condiciones de clima seco) pasa primariamente por la mejora de la disponibilidad hídrica del suelo.

MITIGACIÓN DE LA DEGRADACIÓN DEL SUELO

PROTECCIÓN Y CONSERVACIÓN DEL SUELO TRAS LOS INCENDIOS FORESTALES

Los tratamientos de conservación de suelos tras los incendios forestales, los llamados tratamientos de emergencia, están encaminados esencialmente a controlar la erosión y la escorrentía y prevenir el impacto de la sedimentación y las inundaciones aguas abajo. Dado que el riesgo de erosión y de exceso de escorrentía está asociado a la desaparición temporal de la cubierta vegetal y de hojarasca, las acciones de protección/rehabilitación tienen un marco temporal delimitado por el periodo de tiempo que transcurre entre el incendio y la recuperación de la cubierta vegetal protectora (alrededor del 50%). En este periodo, el riesgo de erosión es máximo inmediatamente después del fuego y se va atenuando conforme se recupera la vegetación espontánea. Por lo tanto, las acciones de rehabilitación se deben aplicar lo antes posible después del fuego y, asimismo, deben ser efectivas a muy corto plazo.

La aplicación de tratamientos de emergencia tras los incendios está particularmente extendida en Estados Unidos, en donde vienen desarrollando este tipo de medidas desde los años treinta del siglo pasado. Desde 1974, el Servicio Forestal de este país tiene un programa permanente de rehabilitación de emergencia de áreas quemadas (BAER, *Burn Area Emergency Rehabilitation*), que incluye la evaluación inmediata de las condiciones del sitio por equipos BAER especializados, incluyendo la elaboración de mapas de severidad, y la selección y aplicación de los tratamientos adecuados al diagnóstico realizado (Robichaud, 2009). Los tratamientos más comunes son la siembra de herbáceas, la aplicación de cubiertas o acolchados (*mulch*) y las barreras discontinuas de troncos (*contour felled logs*), como tratamientos de ladera, y los diques de almohadillas o balas de paja, de troncos, ramas, piedras o gaviones para su aplicación en la red de drenaje. En general, los tratamientos sobre la red de drenaje se consideran secundarios en tanto que su papel es complementar las medidas sobre las laderas, sin las cuales son normalmente inefectivos (Robichaud *et al.* 2000).

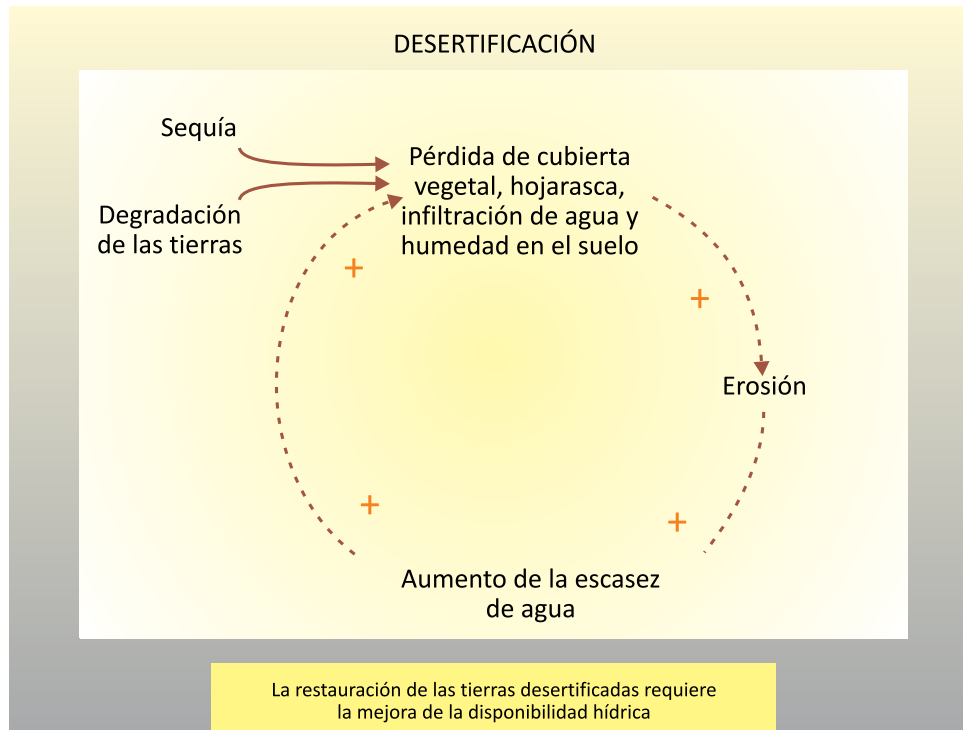


Figura 4. Esquema de los procesos de degradación del suelo asociados a la degradación de las tierras por sobre-explotación antrópica en condiciones de sequía (desertificación).

La hojarasca y los horizontes orgánicos de los suelos no perturbados son el *mulch* natural de los bosques, matorrales y otras formaciones vegetales, y la aplicación de *mulch* como técnica de restauración pretende simular su efecto. La pedregosidad superficial, que en muchos casos es producto de un fuerte proceso de erosión, también tiene una función de *mulch* natural, especialmente cuando los fragmentos rocosos son de pequeño tamaño (Poesen y Bunte 1996). Los efectos del *mulch* son básicamente de naturaleza física: conservación de la humedad del suelo, reducción de la evaporación e incremento de la infiltración, amortiguación de valores extremos de la temperatura de la superficie, protección de los agregados superficiales del impacto de la lluvia y, como consecuencia, reducción del sellado y el encostramiento de la superficie (Wallace y Terry 1998) y de la pérdida de suelo. Según Roose (1996) con un 50% de cobertura de la superficie del suelo con *mulch* el riesgo de erosión puede reducirse en un 80%. En suelos encostrados, el *mulch* es efectivo para reducir la erosión, pero lo es menos para reducir la escorrentía superficial. La aplicación de *mulch* puede tener un papel potencial de enmienda orgánica para la mejora de la fertilidad del suelo, aportando materia orgánica, disminuyendo la densidad aparente y aumentando la porosidad del suelo (Straton y Rechcigl 1998). No obstante, salvo en el caso de materiales fácilmente degradables, aplicados en dosis elevadas y en condiciones climáticas favorables para la descomposición, este efecto del *mulch* suele ser despreciable en relación a la mejora de las condiciones físicas del suelo superficial.

Se han utilizado diferentes tipos de *mulch* orgánico en aplicaciones forestales (Austin 1996): paja de cereal, hojarasca, papel, restos de matorral rozado, restos de madera de aserraderos (corteza, serrín, virutas, etc.), entre otros. Kay (1983) y Harding (1990) hicieron estudios comparativos de la efectividad de diferentes técnicas de *mulching* en el control de la erosión y, en general, se constató una mayor eficiencia de los *mulches* naturales orgánicos que de los sintéticos. La paja de cereal es, sin duda, el material más empleado como *mulch* en el tratamiento de emergencia post-incendio. Su efectividad se ha comprobado en diversos ensayos experimentales (Edwards *et al.* 1995, Bautista *et al.* 1996, Bautista *et al.* 2009) y aplicaciones a escala de gestión (Miles *et al.* 1989). Tasas de aplicación de entre 1,5 y 4 Mg ha⁻¹ son las más efectivas (Robichaud *et al.* 2000). En los incendios recientes del suroeste de Estados Unidos, se ha aplicado extensivamente (Robichaud *et al.* 2003), de forma manual y desde helicóptero, resultando mucho más efectiva que aplicaciones más caras de *hydromulching*. No obstante, es común que la paja lleve consigo semillas de especies no deseables lo que origina una preocupación creciente por la posible introducción de plantas exóticas. Los restos de desbroces y podas forestales tiene la gran ventaja de incorporar semillas propias del medio forestal, además de aportar materiales orgánicos más ricos en nutrientes que la paja y tener una mayor densidad, con lo que son menos susceptibles a la erosión hídrica y eólica.

Históricamente, la técnica más común de rehabilitación de emergencia post-incendio ha sido la siembra de herbáceas. Son ya clásicas las siembras aéreas utilizadas en California desde los años cuarenta del siglo pasado para el control de la erosión en áreas quemadas y degradadas (Corbett y Green 1965). Uno de los posibles inconvenientes de la siembra de especies de respuesta rápida es que su crecimiento inhiba el de las plantas autóctonas. En el chaparral, Barro y Conard (1987) observaron este efecto con siembras de la exótica *Lolium multiflorum*, que persistió entre 3 y 5 años. En una recopilación de los resultados obtenidos en los Estados Unidos durante los últimos 25 años, Robichaud *et al.* (2000) manifestaron algunas dudas sobre la efectividad de las siembras de emergencia. Los principales aspectos cuestionados son si la siembra de herbáceas proporciona realmente un rápido y significativo aumento del recubrimiento vegetal, y por lo tanto un control de la erosión inmediatamente después del fuego, y si las especies utilizadas en la siembra –normalmente, especies exóticas de crecimiento rápido– pueden llegar a interferir en la recuperación de la vegetación natural.

Después de un incendio de pinares de clima semiárido en Benidorm (Comunidad Valenciana, España), Bautista *et al.* (1994) observaron una disminución de la escorrentía y de la producción de sedimentos al aumentar la superficie del suelo cubierto mediante siembra de herbáceas junto a la aplicación de *mulch* de paja, así como con *mulch* solamente. Ambos tratamientos fueron igualmente efectivos para reducir la erosión, cuestionando el interés de las siembras. Las semillas utilizadas eran las entonces disponibles comercialmente, aptas para pastos y forrajes, pero poco adecuadas para los terrenos degradados y ambientes secos. Este trabajo alertó de la necesidad de recolección, selección y producción de semillas para estas situaciones. La misma experiencia se repitió en la Depresión del Ebro (Aragón, España), en montes quemados en suelos calizos y yesosos (Badia y Martí 2000). Estos autores obtuvieron resultados similares. En ambos casos, las plantas introducidas no interfirieron con las del lugar. Otras experiencias llevadas a cabo con hidrosiembras e hidrosiembras combinadas con *mulch* en zonas no quemadas muestran la gran efectividad del *mulch* y la poca eficacia de la siembra sin *mulch* en el control de la erosión (Albadalejo-Montoro *et al.* 2000, Brofas y Varevides 2000). Estos resultados están probablemente relacionados con la selección de las especies que se siembran y con la variabilidad e incertidumbre de la germinación, establecimiento y competencia con las plantas locales. Por todo ello, parece recomendable la aplicación conjunta de *mulch* y siembra de especies locales, la siembra únicamente justificable en el caso de que se prevea una baja regeneración a corto plazo de la vegetación espontánea.

Actualmente, la Fundación CEAM y la Universidad de Alicante están ensayando nuevos tratamientos de emergencia (Bladé *et al.* 2004). La filosofía de estos tratamientos se basa en la utilización de materiales forestales y especies nativas, de tal forma que se minimice la incorporación de elementos ajenos al monte, y en el enriquecimiento de la mezcla de siembra con especies sub-arbustivas y arbustivas que contribuyan a medio-largo plazo a la mejora funcional del ecosistema. Como *mulch* se aplicó una capa de restos de tala y poda de pinar rica en acículas de pino. Los primeros resultados son prometedores. A los 6 meses de la aplicación de los tratamientos, el recubrimiento vegetal en las parcelas de siembra y *mulch* fue muy superior al de resto de tratamientos (Figura 5, izquierda). La proporción de suelo desnudo fue muy reducida y similar en las parcelas de siembra y *mulch* y en las de sólo *mulch* (Figura 5, derecha). El *mulch* de restos de tala triturados resulta muy efectivo en el control de la erosión. Las parcelas no tratadas sufrieron una pérdida de suelo próxima a los 10 Mg ha⁻¹ en un periodo de 8 meses, mientras que en las parcelas tratadas con *mulch*, combinado o no con siembra, no se produjo pérdida de suelo sino que, en algunos casos, hubo una acumulación neta de suelo, procedente de zonas no tratadas y situadas aguas arriba de las parcelas experimentales. El *mulch*, independientemente de la siembra, hizo disminuir la compactación superficial, mientras que tanto la siembra como el *mulch* mejoraron la infiltración de la superficie del suelo. La aplicación de este tipo de *mulch* permitiría aprovechar el material que se genera en el propio monte tras los incendios. La madera quemada puede astillarse *in situ* y repartirse por las zonas más sensibles. Este tratamiento puede combinarse con la utilización de los troncos mayores como barreras discontinuas siguiendo las curvas de nivel.

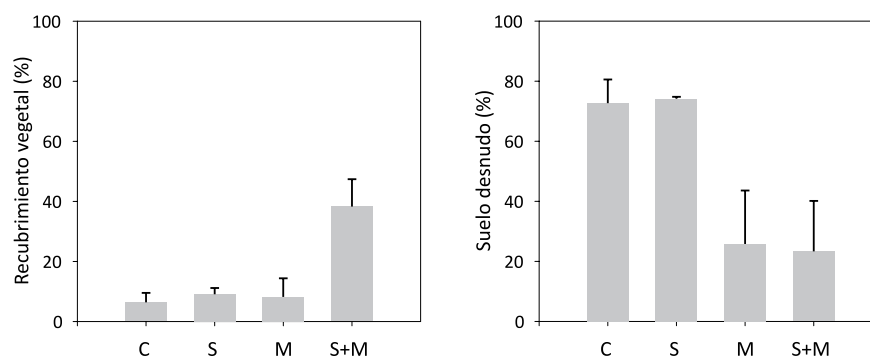


Figura 5. Recubrimiento vegetal (izquierda) y proporción de suelo desnudo (derecha) en función de los tratamientos de restauración aplicados; C: control, S: siembra, M: *mulch*, S+M: siembra + *mulch*. Valores medios (%) y error estándar (n=3).

RESTAURACIÓN DE LAS FUNCIONES EDÁFICAS EN SUELOS FORESTALES DEGRADADOS

Los tratamientos para mitigar la desertificación o la erosión deben tener en cuenta los agentes que las producen. En aquellas áreas sensibles en las que la presión sobre el sistema sea aún activa, el primer paso es la reducción, eliminación o control de las actividades que conducen a la degradación. En general, será positiva una regulación efectiva del pastoreo (Papanastasis 2003), de la frecuentación en ciertas áreas, de las actividades extractivas de vegetación y suelo y de la ocupación de áreas forestales para la agricultura intensiva (Martínez-Fernández 2003), así como un programa efectivo de prevención de incendios (Vélez 2003), entre otras acciones.

Los suelos degradados que, aún después de haber cesado la presión sobre ellos, no muestran indicios de recuperación espontánea requieren tratamientos de rehabilitación para la recuperación de sus funciones. La degradación de los suelos forestales se manifiesta principalmente por el empobrecimiento en el contenido en materia orgánica y, de forma asociada, por la pérdida de estructura, el encostramiento superficial, la reducción de la capacidad de infiltración, la erosión y, en general, la pérdida de productividad y de capacidad de sostener una cubierta vegetal acorde a las condiciones climáticas.

Los tratamientos de rehabilitación de estos suelos suelen girar alrededor de la aplicación de enmiendas orgánicas, con o sin introducción de vegetación mediante siembra o plantación. La repoblación con especies arbóreas o arbustivas no es efectiva a corto plazo, es una inversión a medio o largo plazo, con el fin de obtener un sistema más complejo y con mayor resiliencia frente a perturbaciones (Llovet y Vallejo 2000, Vallejo *et al.* 2009). De hecho, la alteración asociada a los trabajos de repoblación puede incrementar temporalmente el riesgo de erosión (Shakesby *et al.* 1994).

La rehabilitación de suelos degradados debe tener en cuenta los patrones naturales de los sitios afectados y la vegetación natural de referencia. La promoción de una cubierta vegetal continua no tiene porqué ser el resultado deseable. Las zonas áridas y semiáridas se caracterizan por un mosaico de áreas vegetadas y áreas con suelo desnudo distribuido de forma dispersa. En estas condiciones, la escorrentía generada en el suelo desnudo se acumula en muchos casos bajo la cubierta de las plantas, incrementando de este modo la productividad del ecosistema y la diversidad (Schlesinger *et al.* 1990). Los recursos entrantes en el sistema (agua de lluvia, depósito de polvo transportado por el aire) son redistribuidos espacialmente (procesos de escorrentía-reinfiltración, erosión-sedimentación) y capturados en ciertos puntos que actúan como reservas de agua, nutrientes y materia orgánica. El reciclado de nutrientes es, a la vez, espacialmente heterogéneo ya que la acumulación de hojarasca se produce fundamentalmente bajo las manchas aisladas de vegetación. La degradación del sistema vendría dada por la pérdida de su capacidad para capturar y almacenar los recursos, de forma que su restauración debería estar basada en la restauración de los patrones funcionales (Tongway *et al.* 2004). En este sentido, Tongway y Ludwig (1996) propusieron la rehabilitación de áreas degradadas semiáridas en Australia mediante el apilamiento de ramas sobre el suelo, repartidas heterogéneamente en vertientes de suelo desnudo. El objetivo del tratamiento era reconstruir la heterogeneidad del paisaje utilizando las ramas como trampas de captación de partículas de suelo, agua, hojarasca y semillas. El tratamiento contribuyó positivamente a mejorar la calidad del suelo y al establecimiento de la vegetación perenne y, al mismo tiempo, se redujeron considerablemente las tasas de erosión en la zona (Ludwig y Tongway 1996). Una idea similar se aplicó en Nuevo Méjico, Estados Unidos. En este caso, se aplicó una clara intensa de pies de *Pinus edulis* y *Juniperus monosperma* en un bosque mixto degradado con tasas de erosión elevadas. Los restos de ramas y pequeños troncos se extendieron por la superficie. El objetivo del tratamiento era la restauración de un bosque mixto abierto con sotobosque de herbáceas. Al cabo tan sólo de dos años, la cubierta de herbáceas doblaba la de la zona control y se constató una reducción importante de la pérdida de suelo, un incremento de la riqueza específica de la vegetación y de los artrópodos, que se mantiene hasta la actualidad (Jacobs *et al.* 2002). La aplicación de *mulch* vertical (Bainbridge 1996), que consiste en clavar verticalmente paja, ramas u otro material vegetal en el suelo, tiene también como objetivo facilitar la captación de recursos. Esta técnica favorece la infiltración de la lluvia y la percolación hacia horizontes más profundos, así como una función de cortavientos, de trampa de semillas y sedimento, además de sombreado.

LA RESTAURACIÓN FORESTAL

La restauración ecológica pretende devolver algunos atributos naturales a las áreas degradadas, como: la composición en especies y su abundancia, la estructura, tanto vertical como horizontal, la heterogeneidad, la función de los procesos del ecosistema y su dinámica y resiliencia (Hobbs y Norton 1996). La capacidad del ecosistema de recuperarse dependerá de los componentes y funciones afectadas. Así, la recuperación será más fácil si la degradación ha afectado a los componentes bióticos (composición de plantas, estructura vegetación) que si ha que afectado a los recursos básicos (suelo, nutrientes, capacidad de retención de agua) y/o a la capacidad de asimilación de los recursos. En el primer caso, el cese del proceso degradativo puede llevar, en muchos casos, a la recuperación del ecosistema sin intervención, mientras que en el segundo caso es improbable una autorrecuperación

del ecosistema (Aronson *et al.* 1993, Milchunas y Lauenroth 1995). Sin embargo, es posible que, aunque cesen los procesos degradativos, no se recupere el ecosistema en ningún caso si los componentes se han perdido o afectan a algún proceso crítico del ecosistema (Hobbs y Norton 1996). Es entonces cuando se requiere la restauración del ecosistema, cuando la regeneración natural sea improbable o demasiado lenta para los objetivos propuestos, y especialmente cuando no intervenir podría conducir a un aumento de la degradación (Bradshaw 1983). La regeneración de los ecosistemas degradados se puede inducir o acelerar mediante medidas de mejora adaptadas a las particularidades del monte (Kilian 1998, Vallejo *et al.* 2000, Pausas *et al.* 2004).

LA CALIDAD DEL SUELO EN LAS PLANTACIONES

El concepto de calidad del suelo varía en su esencia entre el mundo de la producción de biomasa (agricultura, selvicultura, gestión de pastos) y el de la restauración de ecosistemas naturales (Figura 6). En agricultura/selvicultura se trata de optimizar la productividad del suelo mediante las técnicas culturales, con el objetivo de obtener el máximo rendimiento en las cosechas. En la restauración ecológica, partiendo de un suelo degradado, se trata de recuperar la estructura y el funcionamiento de un suelo similar al existente antes de la acción de los procesos degradativos, que pueda soportar un ecosistema de características similares al ecosistema de referencia natural. Por lo tanto, el proceso de recuperación del suelo degradado debe, en general, mejorar su productividad pero no necesariamente optimizarla, especialmente por lo que se refiere a la fertilidad nutricional, en la medida en que la vegetación natural puede (y suele) requerir suelos no excesivamente fértiles o incluso infértiles. Un exceso de fertilización puede dar lugar a la eutrofización del suelo y al desarrollo de plantas ruderales (y con frecuencia exóticas) que derivarían la sucesión secundaria hacia trayectorias distintas de las que llevarían a la recuperación de los ecosistemas naturales de referencia. A pesar de esta distinción clara en los objetivos de gestión y recuperación de suelos productivos respecto a la recuperación de suelos en la restauración ecológica, las técnicas de recuperación son con frecuencia las mismas y en su gran mayoría proceden de la agricultura. Las diferencias tecnológicas suelen manifestarse sobre todo en la intensidad de las operaciones y en la dosificación de las enmiendas. En los sistemas productivos las cantidades de insumos, la frecuencia de las aplicaciones y de operaciones mecánicas son muy superiores. Por otra parte, en restauración ecológica, a partir de una mejora inicial del suelo degradado con aporte de enmiendas y operaciones mecánicas, se espera que la recuperación de la productividad se canalice a través del desarrollo de la vegetación, tanto espontánea como introducida, y del ciclo orgánico asociado, imitando los procesos naturales.

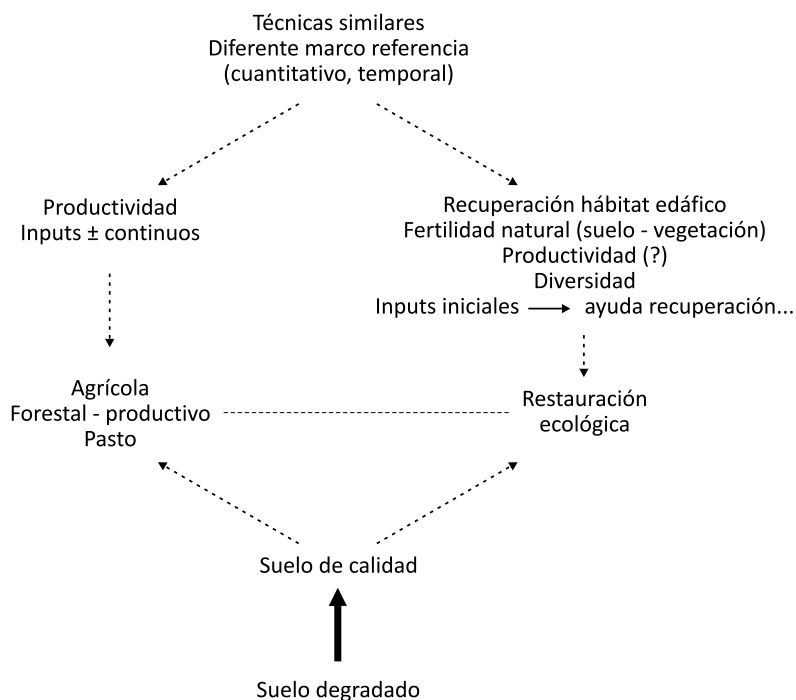


Figura 6. Diferencias entre el concepto de suelo de calidad en agricultura y en el marco de la restauración de ecosistemas naturales.

Las prácticas de restauración introducen una o pocas especies clave que se supone juegan un papel determinante en la estructura del ecosistema, y especialmente aquellas que actúan como 'ingenieras de ecosistemas' (Jones *et al.* 1994), esto es, especies que son capaces de modificar el hábitat, típicamente árboles o grandes arbustos. Se asume que estas especies mejoran

las propiedades del suelo, crean un hábitat con la hojarasca y formación de horizontes orgánicos, y mejoran el microclima, facilitan indirectamente la incorporación de semillas por los pájaros, incrementan la actividad biológica del suelo y las asociaciones micorrízicas, etc.

La supervivencia del brinjal de repoblación durante el primer año de la plantación depende de diferentes factores, como son: la calidad de la planta, la ejecución de la plantación, la climatología del año de plantación, especialmente la duración del período seco (Alloza y Vallejo 1999), daños producidos por animales, la preparación y el tipo de suelo. Pasado el primer verano, una vez establecido el plantón en el campo, los factores que influirán más directamente en la supervivencia y en el crecimiento son la climatología de los años posteriores y las características edáficas o calidad del suelo (Morris y Campbell 1991).

El concepto de la calidad del suelo incluye la evaluación de las propiedades del suelo y de los procesos que se relacionan con la capacidad del suelo de funcionar adecuadamente como un componente del estado de salud del ecosistema (Bautista *et al.* 2004). El mantenimiento o la mejora de la calidad del suelo es un criterio común cuando se evalúa la sostenibilidad de los ecosistemas forestales a largo plazo. La calidad del suelo forestal incluye múltiples funciones, como la capacidad del suelo de producir biomasa, reciclar nutrientes, almacenar carbono, retener el agua y regular el ciclo hídrico, regular las transformaciones de energía, la fijación o eliminación de contaminantes, y otras funciones (Schoenholtz *et al.* 2000, Carter 2002). La FAO (1985) propuso un sistema de evaluación de tierras para su uso forestal donde incluía cualidades del suelo que afectaban al crecimiento y factores socio-económicos.

La calidad del suelo que describe su aptitud a la restauración de la cubierta vegetal en ecosistemas degradados puede ser evaluada a partir de diferentes indicadores como son la profundidad del suelo, la textura, la capacidad de retención de agua, la pedregosidad, la porosidad, y algunos indicadores de fertilidad del suelo como la materia orgánica, el pH, y la disponibilidad de nutrientes (Tabla 1).

Tabla 1. Indicadores de la calidad del suelo en relación a su aptitud a la restauración. Referencias: 1) Bonfils 1978; 2) Morris y Campbell 1991; 3) Arshad y Coen 1992; 4) Doran y Parkin 1994; 5) Sánchez-Marañón *et al.* 1996; 6) O'Connell *et al.* 2000; 7) Ryan *et al.* 2002; 8) Carter 2002; 9) Bautista *et al.* 2004.

Indicador de la calidad del suelo	Contribución a la calidad del suelo	Referencias
Substrato litológico	Estimador de otros indicadores de suelo: Suelo disponible, pedregosidad, profundidad del suelo, textura, erosionabilidad	6
Profundidad del suelo	Disponibilidad de suelo para el enraizamiento: agua, nutrientes y aireación	1, 3, 4, 6, 7, 9
Textura	Retención y transporte de agua y nutrientes	1, 4, 5, 6, 8, 9
Pedregosidad	Retención y transporte de agua, erosionabilidad	1, 5, 6
Capacidad de retención de agua disponible	Agua disponible para las plantas, erosionabilidad	1, 2, 3, 4, 6, 7, 9
Porosidad	Balance agua/aire, retención de agua, aireación, crecimiento radicular. Densidad aparente	2, 3, 4, 6, 8, 9
Drenaje	Aireación	1, 3, 7
pH	Disponibilidad de nutrientes, productividad vegetal, toxicidad	1, 2, 4, 5, 6, 7, 9
Disponibilidad de nutrientes	Fertilidad, crecimiento vegetal	2, 4, 6, 7, 9
Materia orgánica	Disponibilidad de nutrientes, productividad vegetal, porosidad, retención de agua	4, 5, 6, 7, 8, 9
Salinidad	Productividad vegetal, toxicidad	1, 4, 6, 7, 9

La selección de las especies de plantas a usar en la restauración deberá tener en cuenta los requerimientos de las especies y su adecuación a los condicionantes climáticos, topográficos, litológicos y edáficos del sitio.

La supervivencia de los brinzales en 21 plantaciones experimentales realizadas durante el período 1996-2000 por el CEAM en áreas de clima seco subhúmedo y semiárido estuvo muy relacionada con la duración del período seco durante el primer año

de plantación (Figura 7, Alloza y Vallejo 1999). Así, períodos muy largos de sequía (superiores a 4 meses) produjeron mortalidades muy altas, períodos cortos (menores a 2 meses) produjeron bajas mortalidades en general, y períodos intermedios (entre 2 y 3 meses) mostraron diferencias de supervivencia en función del substrato litológico, siendo en margas donde se obtuvieron mejores resultados. Estas diferencias entre substratos se podrían explicar en términos de calidad de suelo, especialmente a las diferencias en profundidad efectiva de suelo y textura (Vilagrosa *et al.* 1996), diferencias que indicarían una mayor disponibilidad de agua para los plantones en suelos desarrollados sobre margas.

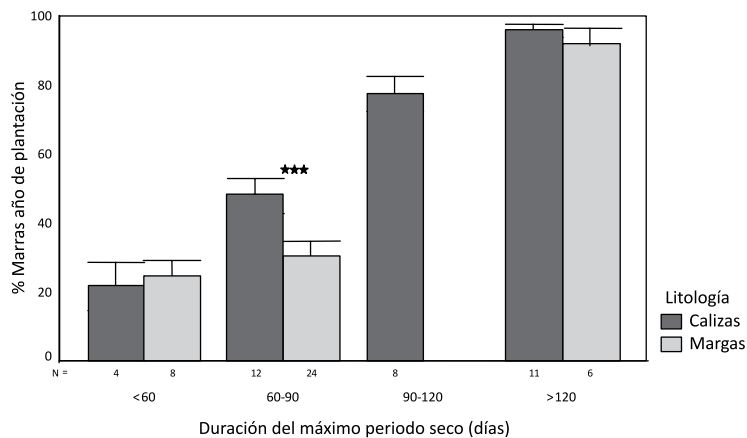


Figura 7. Supervivencia de diferentes especies durante el primer año de la plantación, en función de la litología y duración del máximo período seco (días consecutivos sin precipitación superior a 5 mm). *** Diferencias significativas ($p < 0,05$). Alloza y Vallejo (1999).

Resultados similares se encuentran en la evaluación que hizo el CEAM (Alloza 2003) del seguimiento de repoblaciones forestales realizadas durante 1995-1998 por la Conselleria de Medi Ambient de la Generalitat Valenciana. El porcentaje de marras de diferentes especies fue significativamente superior en calizas que en el resto de litologías estudiadas (Figura 7). Las diferencias entre litologías eran debidas en gran medida a la desigual profundidad de los suelos; en calizas prácticamente el 40% de los puntos de muestreo presentaron una profundidad útil superior a los 40 cm, mientras que en coluvios margo-calizos este porcentaje ascendió al 60% (Alloza 2003).

PROFUNDIDAD DEL SUELO

La profundidad del suelo es una propiedad crítica porque determina la capacidad del suelo de almacenar agua y nutrientes para las plantas, y a menudo es limitante en los paisajes montañosos mediterráneos. Según Morris y Campbell (1991), la profundidad del suelo y la calidad del subsuelo son las características más estrechamente relacionadas con el crecimiento de los brinzales. La profundidad efectiva hace referencia al suelo susceptible de ser aprovechado por las raíces de las plantas, y se mide por su distancia entre la superficie y el nivel de la capa limitante (roca madre no disgregada, costra caliza u horizonte arcilloso compacto, capa freática), o en su caso, el nivel en que la proporción de tierra fina es inferior al 25% (Pemán y Navarro 1998). La clasificación de suelos según su fertilidad (Sánchez *et al.* 1982) cataloga los suelos de poco profundos cuando tienen menos de 50 cm, que corresponden a los *Leptosoles*, *rendzínicos* y *Leptosoles éutricos* y *dístricos*, los cuales corresponden a su vez a suelos de montaña y zonas áridas.

Bonfils (1978) propuso una clasificación de los suelos en función de su aptitud para la repoblación forestal en condiciones mediterráneas, siendo la profundidad uno de los factores discriminantes. Este autor sugirió una profundidad de suelo menor a 20 cm como limitante para la reforestación, y de 20 a 30 cm como desfavorable, siendo las profundidades superiores a 30 cm las más favorables para la repoblación forestal. Kosmas *et al.* (1999) definieron una profundidad de suelo crítica de 30 cm para una vegetación perenne de cobertura del 40% en una comunidad natural de *Sarcopoterium spinosum*. También Magier y Ravina (1984), evaluando las tierras de plantaciones de frutales en zonas montañosas con suelos rojos en Israel, propusieron que los suelos con profundidades de 30 cm o más profundos, con moderada o alta presencia de pedregosidad, eran generalmente los más adecuados para los frutales bajo adecuada irrigación y fertilización.

En el trabajo de Alloza (2003) sobre el seguimiento de repoblaciones forestales en la Comunidad Valenciana, se desprende que la profundidad del suelo es un factor determinante para la supervivencia de los brinzales de *Pinus halepensis* durante su establecimiento en campo. La mortalidad disminuyó significativamente a medida que aumentaba la profundidad del suelo, tanto

en suelos desarrollados sobre calizas como sobre coluvios margo-calizos (Figura 8). La mortalidad fue inferior en los sustratos margo-calizos que en caliza en el año 1995, de precipitación inferior al 75% del promedio histórico. Por el contrario, en el año 1996, de precipitación normal, el factor litología no fue significativo (Figura 8). Las mayores supervivencias obtenidas en coluvios margo-calizos que sobre calizas para todas las clases de profundidad en un año seco indicaría que el efecto sustrato no se explica solamente por la profundidad del suelo, sino que otros factores como la textura y pedregosidad, relacionados con la reserva de agua útil, podrían ser los que determinasen la diferencia en el éxito de plantación obtenida para los dos sustratos. No obstante, el riesgo de mortalidad es muy elevado para años secos en suelos de profundidad inferior a los 40 cm.

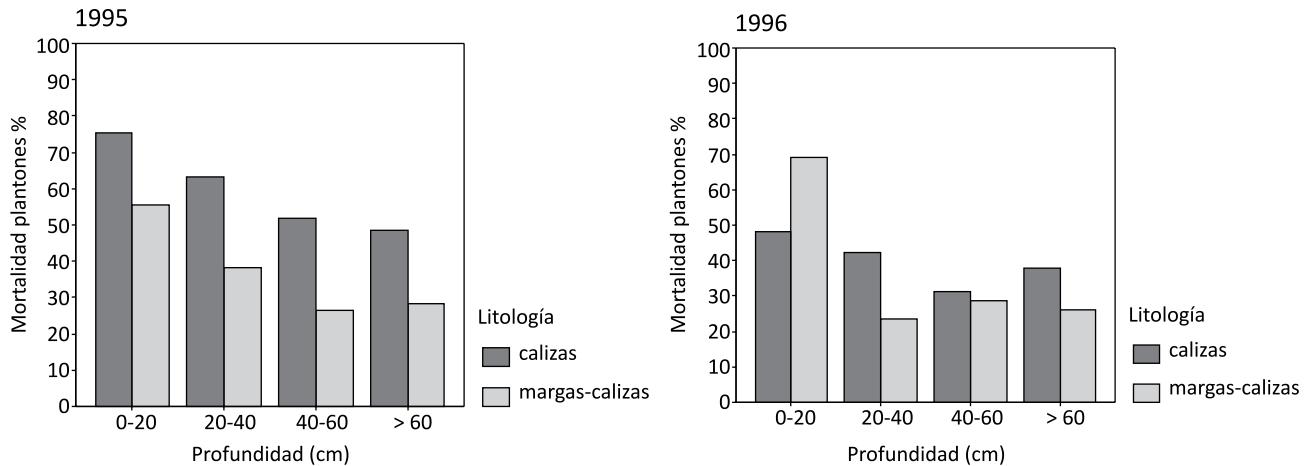


Figura 8. Mortalidad de plantones de *Pinus halepensis* en función de la profundidad del suelo para suelos desarrollados sobre calizas y sobre coluvios margo-calizos, en repoblaciones jóvenes (de 1 a 7 años) de la Comunidad Valenciana (España). Las precipitaciones de 1995 fueron inferiores al 75% del promedio histórico y 1996 fue de precipitación normal. ANOVA 1995: litología $P < 0,001$, profundidad (covariable) $P < 0,003$; 1996: litología $P < 0,07$, profundidad (covariable) $P < 0,006$ (Reelaborado de Alloza 2003).

DISPONIBILIDAD DE AGUA

El clima mediterráneo se caracteriza por la escasez de agua, especialmente en la época del año más cálida, por lo que se acentúa la sequía. Los suelos tienen un régimen de humedad xérico (Soil Survey Staff, 1996). En el contexto del área mediterránea seca se puede considerar que la escasez de agua es el factor más limitante para la restauración, en general, y para el establecimiento de los brinzales en particular. En las plantaciones forestales mediterráneas, las marras que se producen durante el primer verano suelen ser indicadoras de la falta de agua disponible para los brinzales durante este período seco (en la fase de arraigo), que puede prolongarse a más de cuatro meses (véase Figura 7).

Los elementos críticos en el suministro del agua en el suelo son: la precipitación, la infiltración, la evaporación, la percolación, la capacidad de retención de agua y el drenaje. La infiltración del agua en el suelo está favorecida en lugares con poca pendiente, con una buena estructura del suelo, texturas gruesas, presencia de horizontes orgánicos y de pedregosidad superficial. Por el contrario está dificultada en pendientes pronunciadas, texturas finas, superficies encostradas y compactadas. La capacidad de retención de agua en el suelo es muy dependiente de la textura y estructura del suelo y del volumen de suelo útil. Por último, el drenaje es poco relevante en climas secos y semiáridos.

La capacidad de almacenar agua en el suelo, es la diferencia entre el agua retenida en el suelo a capacidad de campo¹ y el suelo seco. Este parámetro es del 3-6% (ml agua/100 g suelo seco) para arenas, 7-15% para texturas francas y limosas y 15-25% para suelos arcillosos, y decrece linealmente con la pedregosidad. En el clima mediterráneo y especialmente en el semiárido, las lluvias son escasas y la pérdida por drenaje es muy baja. El frente de humectación en suelos de texturas gruesas es más profundo que en los de textura fina y normalmente no desciende por debajo de la zona de enraizamiento (Noy-Meir 1973). Por lo tanto la humedad del suelo se utiliza para la transpiración y la evaporación. Cuando la superficie del suelo está húmeda, la evaporación se acerca a la demanda evaporativa potencial, pero al irse secando las capas más superficiales, la evaporación va disminuyendo en los horizontes más profundos. Los primeros 5 o 10 cm se secan en unas semanas y las plantas tienen pocas posibilidades de extraer el agua de esta profundidad. Por debajo de los 10 cm, la humedad se mantiene más tiempo y las raíces pueden aprove-

¹ La capacidad de campo es la humedad del suelo después de drenar el agua libre por gravedad. En general, la capacidad de campo es la humedad del suelo cuando éste se encuentra a un potencial hídrico entre -0.01 y -0.033 MPa.

charla (Noy-Meir 1973). En estos climas secos, las pérdidas de agua por evaporación en los suelos arenosos o pedregosos serán menores que en los suelos de texturas finas.

En clima mediterráneo seco, la humedad del suelo medida en el campo puede ser muy baja. Por ejemplo, en un bosque de pino carrasco de clima semiárido, Casals *et al.* (2000) registraron humedades gravimétricas del 4% (respecto peso seco) en el horizonte H y del 3% en el A1 durante el período seco. Estos valores correspondían a potenciales hídricos de hasta -6 MPa en el horizonte A1. En otoño, después de las lluvias se registraron valores entre $-1,5$ y -3 MPa (Casals *et al.* 2000). Para plantas de ecosistemas semiáridos, se han descrito valores típicos del potencial matricial del suelo en el punto de marchitez permanente² de -3 MPa a -5 MPa (Laio *et al.* 2001), valores muy por debajo del punto de marchitez permanente de referencia en climas templados $-1,5$ MPa.

Vilagrosa *et al.* (1996) establecieron una plantación de coscoja y lentisco en contenedores con suelos desarrollados sobre calizas y margas e hicieron un seguimiento de la supervivencia y fisiología de las plantas durante un período de sequía. A los 19 días de sequía, los brinzales plantados en margas tenían una supervivencia del 100%, mientras que en calizas, la supervivencia era del 20% para lentisco y del 60% para coscoja. A los 23 días de sequía, la supervivencia en margas fue del 70% en ambas especies, mientras que en calizas la supervivencia fue nula. El agua del suelo disminuyó rápidamente, desde la saturación al inicio del experimento (0 MPa, con 32% humedad (sobre peso seco) en margas y 40% en calizas), hasta un 6% en margas y un 12% en calizas a los 23 días. Los potenciales hídricos del suelo ya fueron inferiores a $-1,5$ MPa en ambos substratos a los 10 días de sequía. Los potenciales hídricos de las plantas al alba también fueron disminuyendo con la sequía, siendo siempre más negativos en calizas que en margas para un mismo día de medida, alcanzando valores de -3 MPa y -5 MPa (Vilagrosa *et al.* 2003). A pesar del mayor contenido hídrico en el suelo de calizas que en el de margas, los potenciales hídricos edáficos fueron más negativos en calizas que en margas (véase Figura 9), dificultando la disponibilidad de agua mucho antes que en el caso de las margas. Los bajos potenciales hídricos de los suelos de caliza durante la sequía fueron la causa de la mortalidad más temprana que en suelos margosos (Vilagrosa *et al.* 1996).

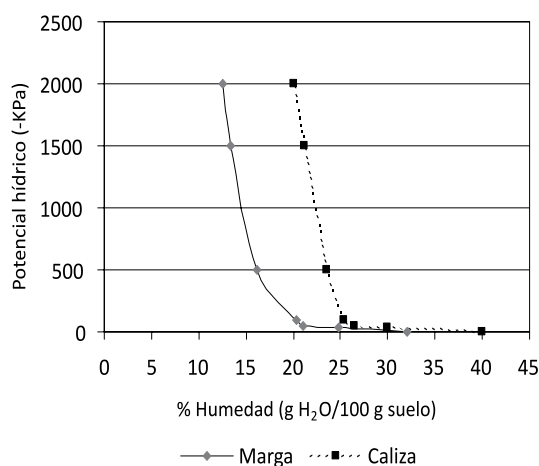


Figura 9. Curva de retención de agua del suelo. Se relaciona la humedad del suelo con su potencial hídrico, para un suelo desarrollado sobre margas, de textura franco-arcillosa, y otro desarrollado sobre calizas, de textura arcillosa. Para un mismo contenido de agua, el potencial hídrico del suelo de calizas es mucho más negativo que el de margas y el agua es menos disponible para las plantas. (Datos de Vilagrosa 2002).

Un suelo desarrollado sobre margas de textura franco-arcillosa de 0,5 m de profundidad y un 10% de pedregosidad puede contener unos 60 mm de agua disponible (Figura 9). Si el suelo es más pedregoso (un 40%, por ejemplo), el agua disponible se reduce a 40 mm, y si el suelo es además muy somero (unos 30 cm), el agua disponible del suelo se reduce a 25 mm. Un suelo rojo mediterráneo, desarrollado sobre calizas, con una misma pedregosidad y profundidad (40% y 30 cm) sólo puede almacenar 19 mm de agua disponible, debido a su textura arcillosa (Figura 10). Según Bonfils (1978), valores inferiores a 30 mm de agua útil determinan que un suelo sea limitante para la repoblación forestal, de 30-45 mm serían valores desfavorables y superiores a los 45 mm de agua útil serían valores favorables para la repoblación.

² El punto de marchitez permanente es la humedad del suelo por debajo de la cual las plantas se marchitan irreversiblemente. En zonas templadas corresponde a un potencial de $-1,5$ MPa, y en climas semiáridos y áridos disminuye hasta -3 MPa a -6 MPa.

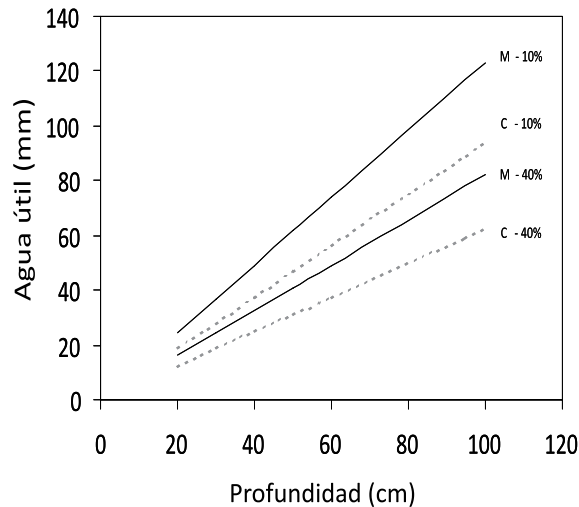


Figura 10. Agua útil del suelo expresada en mm, para los suelos de la Figura 9 sobre calizas **C**, y margas **M**. Se expresa la variación de agua en función de la profundidad del suelo y con dos pedregosidades, del 10% y del 40%. El agua útil se ha calculado como resta entre el agua contenida a -33 KPa y a -1500 KPa a modo de ejemplo comparativo, aunque las plantas pueden extraer agua a potenciales más negativos.

La mejora de la disponibilidad hídrica del suelo se puede abordar mediante diversas aproximaciones:

- Riego, con opciones de riego pasivo adaptadas a ambientes desérticos (ver Bainbridge 2007). En áreas con nieblas abundantes, cabe la posibilidad económica de captar agua niebla en lugares remotos y utilizarla para el riego de establecimiento en plantaciones (Estrela *et al.* 2009).
- Captación del agua de escorrentía, particularmente las microcuencas (De Simón *et al.* 2004, Fuentes *et al.* 2004, Chirino *et al.* 2009). Técnicas basadas en la experiencia de los pueblos Nabateos de agricultura en el desierto del Negev hace más de 2000 años.
- Mejora de la infiltración de agua en el suelo mediante la preparación mecánica del suelo (mejora temporal) y la aplicación de acolchados (*mulch*) (Valdecantos *et al.* 2009).
- Mejora de la capacidad de retención de agua útil del suelo mediante la preparación mecánica y la adición de materia orgánica o de hidrogeles (ver por ejemplo Choudhary *et al.* 1995, Hüttermann *et al.* 1999). Nuestras experiencias con hidrogeles en plantaciones en suelos de textura franca no mejoraron la supervivencia ni el crecimiento de los plantones introducidos respecto a los controles (Seva *et al.* 2004).

LA FERTILIDAD DEL SUELO

Para que las plantas puedan absorber el agua y los nutrientes del suelo, éstos tienen que estar en forma disponible, las raíces tienen que ser capaces de crecer en el suelo donde se encuentran el agua y los nutrientes y éstos tienen que moverse hacia las raíces según un gradiente establecido en su superficie. La capacidad de los brinzales para desarrollar un sistema radicular capaz de acceder a estos recursos, y no la presencia de los recursos en sí misma, puede ser la limitación más importante para la supervivencia y el crecimiento de los plantones (Morris y Campbell 1991).

El suministro de nutrientes raramente es crítico en el establecimiento de las plantas en climas semiáridos y zonas secas subhúmedas (Kosmas *et al.* 1999), pero sí que puede afectar al crecimiento y a la producción. La principal limitación para la absorción de nutrientes para las plantas es la escasez de agua, aunque probablemente restringe más la transpiración y la adquisición de CO₂, que la absorción de nutrientes (Bloom *et al.* 1985).

Debido a la baja agresividad climática, el pH de los suelos de la Cuenca Mediterránea varía entre moderadamente ácido, en suelos libres de carbonatos, hasta suelos moderadamente básicos, en suelos carbonatados (rango total de pH de 5 a 8,5). Los pHs cercanos a la neutralidad y los básicos facilitan una buena disponibilidad para la mayoría de los nutrientes, excepto para el hierro que disminuye mucho su solubilidad, y para el fósforo, que precipita con el calcio del medio. Las bajas precipitaciones,

unidas a una elevada evapotranspiración, caracterizan suelos en general poco lavados, a veces con acumulaciones de carbonatos secundarios. También es significativo el aporte de polvo del desierto del Sáhara (de componente básica) en prácticamente todos los suelos de la región mediterránea (Yaalon 1997, Àvila y Peñuelas 1999). La presencia de carbonatos limita la distribución de las especies calcífugas, como *Quercus suber* o las plantaciones de *Pinus radiata*.

En la mayoría de los ecosistemas terrestres, el crecimiento de la vegetación está limitado por la disponibilidad de nitrógeno, aunque también son frecuentes las limitaciones debidas a la baja disponibilidad de fósforo (Aerts y Chapin 2000). Según estos autores, el cociente N:P foliar es un buen indicador del tipo de limitación nutricional: el crecimiento de las plantas está limitado por el N para valores del cociente N:P < 14, limitado por el P cuando N:P > 16, y co-limitado en valores intermedios. Valdecantos (2001) cita valores del cociente N:P foliar entre 14 y 22 en plantaciones de *Pinus halepensis* y *Quercus ilex* en suelos calizos y margo-calizos, lo cual indicaría limitaciones nutricionales por el fósforo. Esta limitación nutricional también se observó cuando este mismo autor cuantificó una gran proliferación de raíces en micrositios fertilizados con fósforo, y en menor medida los enriquecidos con nitrógeno, en suelos margosos (Valdecantos *et al.* 2006). No se observaron, en cambio, diferencias significativas en la proliferación de raíces en micrositios enriquecidos con P ni con N en suelos calizos, sugiriendo que en estos suelos los nutrientes N y P quizá no son los factores limitantes al establecimiento y al crecimiento de los plantones.

La materia orgánica constituye uno de los vectores más importantes de algunos macronutrientes, y por tanto, su dinámica condiciona en gran medida la fertilidad del suelo. La materia orgánica del suelo es comúnmente reconocida como uno de los parámetros químicos clave de la calidad del suelo (Schoenholtz *et al.* 2000) y es utilizada como indicador (Burger y Kelting 1999, Sánchez-Marañón *et al.* 2002). Romanyà y Vallejo (2004) observaron que la productividad de plantaciones de *Pinus radiata*, en climas atlántico y mediterráneo de la Península Ibérica estaba muy influenciada por la calidad y cantidad de los horizontes orgánicos. Bonfils (1978) valora positivamente la presencia de un horizonte humífero para la repoblación forestal y da un valor más favorable cuando este horizonte es profundo (> 5 cm), y menos favorable cuando es somero (1-3 cm) o no existe.

Los suelos desarrollados en clima mediterráneo son, en general, pobres en materia orgánica, 6 kg C_{org} m⁻² en 1 m de suelo en el semiárido (Díaz-Hernández *et al.* 2003), debido a la baja producción de hojarasca y raíces (entre 3 y 10 Mg ha⁻¹ año⁻¹), a la relativamente alta tasa de descomposición, y a la degradación por antiguos usos de suelo.

La ocupación y el uso milenario del territorio en la Cuenca Mediterránea ha conducido a una disminución de la materia orgánica de los suelos (Sánchez-Marañón *et al.* 2002). Actualmente, el paisaje se presenta con diferentes grados de degradación, en muchos casos asociado a prácticas agrícolas (Romanyà *et al.* 2000). Cuando el bosque se tala, se quema, se transforma a pastos o a campos de cultivo, el balance de materia orgánica se rompe y el contenido de materia orgánica del suelo disminuye hasta un nuevo equilibrio con el nuevo uso del suelo. Según Barthès *et al.* (2000), por debajo de un umbral de 0,5 % a un 0,9 % de C orgánico (dependiendo del contenido de arcillas), la actividad de la mesofauna disminuye, los macroporos se colapsan y se reduce la capacidad de infiltración: la estabilidad estructural disminuye, incrementando el riesgo de escorrentía superficial y la erosión en zonas tropicales. Aune y Lal (1997, citado en Schoenholtz *et al.* 2000) también citan un valor umbral de C orgánico del 1%, por debajo del cual se producía un impacto muy negativo en la productividad. Por esta razón, la gestión de la materia orgánica es esencial para la conservación del suelo y del agua en sistemas semiáridos.

LOS LODOS COMO ENMENDANTES

La composición y calidad de los lodos son muy variables en función del origen de las aguas depuradas. La composición media de los lodos de depuradora urbana de los países de la Unión Europea se muestra en la Tabla 2. La mayor parte del nitrógeno presente en los lodos se encuentra en formas orgánicas, aunque también existe en formas minerales como amonio y, en menor medida, nitratos. También la mayor parte del fósforo que contienen los lodos está en formas orgánicas (Brockway *et al.* 1986), si bien una pequeña fracción del mismo puede encontrarse como ortofosfato. Los biosólidos suelen contener pequeñas cantidades de potasio debido, entre otras causas, a su pérdida durante los procesos de depuración (Mengel y Kirkby 1987). Los elementos nutritivos asociados a la materia orgánica a menudo son menos móviles que sus formas inorgánicas, reduciendo así el riesgo de pérdidas de los mismos por lavado. Las pérdidas de N por volatilización tras la aplicación del biosólido pueden suponer del 50 al 75% del N dependiendo de la textura de los suelos. Este porcentaje disminuye notablemente cuando el lodo es incorporado en el suelo, ya que la volatilización y la denitrificación son vías importantes de pérdida del N en aplicaciones superficiales (Smith y Peterson 1982).

Desde el punto de vista nutricional, la aplicación de compuestos ricos en materia orgánica supone una fertilización de liberación gradual, por lo que permite que sus efectos sobre la vegetación forestal natural o introducida puedan ser más persistentes en el tiempo que en el caso de la aplicación de fertilizantes inorgánicos (Miller 1990). En estudios realizados en la Universidad

de Washington (EE.UU.) se ha observado que dos años después de la aplicación del biosólido sobre el suelo forestal todavía permanecía en éste el 65% del N y el 80-90% del P aplicados originalmente (Edmonds y Mayer 1981). En el mismo Estado se ha observado que durante el primer año tras la aplicación se puede mineralizar más del 40 % del N orgánico añadido (Henry y Cole 1997). Si la aplicación se realiza en superficie, la mayor parte del P aplicado puede permanecer allí sin apreciable lavado, debido a la baja movilidad de los compuestos de P (Sommers y Sutton 1980).

Tabla 2. Composición media de los biosólidos producidos en los Estados miembros de la UE y niveles máximos permitidos en los suelos que reciban biosólidos según la Directiva 86/278/CEE (DG XI, 2001).

	N	P	K	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
	(mg g ⁻¹)			(ppm)						
86/278/CEE				20-40	1000-1750	1000-1750	16-25	300-400	750-1200	2500-4000
AT	20-80	30-90	-	0,5-2,0	40-275	100-500	0,3-2,0	20-80	40-130	450-2000
BE	-	-	-	3,0	75	156	1,1	32	154	938
DK	43	31	2,8	2,3	38	262	1,3	24	79	748
FI	32	28	-	1,0	84	290	1,3	34	39	606
FR	40	45	-	2,9	59	309	3,0	32	107	754
DE	35	21	-	1,4	46	274	1,0	23	63	809
EI	28	10	-	2,8	165	641	0,6	54	150	562
IT	-	-	-	1,2	75	317	0,8	90	79	1010
LU	30	20	-	3,8	51	206	1,9	24	128	1628
NL	1,2	0,3	-	0,4	16	39	0,5	9	13	143
PT	-	-	-	2,3	72	289	-	66	200	1555
ES	44	39	-	2,0	204	301	1,0	46	200	911
SE	38	28	-	1,2	36	394	1,1	18	35	545
UK	43	22	-	3,3	157	568	2,4	57	221	792

Es lógico pensar, por tanto, que las enmiendas orgánicas potencien el desarrollo de la vegetación y produzcan cambios en los patrones de distribución de asimilados, y en la estructura y función de las hojas debido a la modificación en la disponibilidad de recursos (Chapin *et al.* 1987). Esta respuesta positiva a la aplicación de nutrientes es más marcada en las fases de crecimiento exponencial de la vegetación dando como resultado un incremento en la producción (en sitios productivos) y una mejora del estado nutricional de las plantas (Binkley 1993).

Por otra parte, la adición de residuos orgánicos al suelo estimula la actividad microbiana (Caravaca *et al.* 2002a, Ros *et al.* 2003) y mejora propiedades físicas del suelo como la infiltración, la capacidad de retención de agua, o la estabilidad estructural (Albaladejo y Díaz 1990, Aggelides y Londra 2000, Rotagno y Sosebee 2001, Albiach *et al.* 2001, Caravaca *et al.* 2002b). La mejora de estos aspectos favorece la disminución de la escorrentía y la erosión (Ros *et al.* 2001), y facilita el almacenamiento de agua en el suelo, lo que supone un aumento de la disponibilidad de este recurso para la vegetación (Querejeta *et al.* 2000).

Los bosques, y el monte en general, tienen la capacidad de absorber y filtrar las aguas y verter, por tanto, aguas limpias a las corrientes y acuíferos, lo que representa un beneficio ecológico evidente (Marx *et al.* 1995). Por otro lado, frecuentemente los terrenos forestales presentan deficiencias en los elementos más importantes que se encuentran en los lodos, además de que los productos forestales no tienen un peso importante en la cadena alimentaria humana (Cole *et al.* 1983).

EFFECTOS SOBRE EL CRECIMIENTO Y SUPERVIVENCIA DE LOS PLANTONES

Los efectos de este tipo de fertilización sobre el crecimiento pueden ser, al menos, de igual duración y magnitud que el obtenido con fertilizantes comerciales (Hasselgren 1998), aunque hay quien apunta a que los efectos no suelen perdurar demasiado en el tiempo (Berry 1979).

La fertilización en general (Mooney y Winner 1991), y la aplicación de biosólidos en particular (Valdecantos 2001) en condiciones de campo, suele provocar cambios en los patrones de asignación de asimilados (diferente según el nutriente y la especie), promoviendo un mayor crecimiento de la parte aérea en relación a la subterránea, por lo que la relación entre ambas variables (índice biomasa subterránea: biomasa aérea) disminuye. Este fenómeno asociado a un aumento de la disponibilidad de recursos edáficos podría suponer un problema cuando los nutrientes añadidos se agoten o en condiciones desfavorables como la sequía estival (Linder *et al.* 1987, Rodà *et al.* 1999).

No obstante, también existen casos en los que la aplicación de lodos a plantaciones forestales no ha dado resultado o bien éstos han sido negativos (Loftin y Aguilar 1994, Valdecantos *et al.* 2001, Fuentes *et al.* 2007) debido a diversas causas. En primer lugar cabe destacar la competencia con la vegetación natural. La mejora de las condiciones nutricionales de los suelos beneficia tanto a los plantones introducidos como a la vegetación espontánea, incluso más a estas últimas ya que supone una eutrofización del medio que puede favorecer a especies ruderales de ciclo vital más corto (herbáceas anuales). Éstas suelen tener tasas de crecimiento relativo más altas que las especies arbóreas y arbustivas forestales (Cornelissen *et al.* 1996), pudiendo producir incluso el desplazamiento de especies perennes (Cuevas *et al.* 2001). Valdecantos (2001) observó que tras dos años desde la aplicación de lodos de depuradora en forma seca en la superficie del hoyo de plantación, la densidad de raíces de la vegetación natural en los primeros centímetros de suelo prácticamente doblaba la encontrada en los hoyos que no recibieron el lodo. Un segundo aspecto a considerar es la deshidratación de los lodos cuando éstos se añaden de forma líquida (*slurry*) que da como resultado la formación de grietas y huecos en el suelo, descalzando los plantones y provocando la muerte de los mismos (Valdecantos *et al.* 2001). Este tipo de residuo orgánico suele presentar niveles altos de sales solubles, elevando la conductividad eléctrica del suelo donde crece el plantón (Fuentes *et al.* 2007), lo cual provoca un fuerte estrés salino sobre todo en zonas y durante periodos de escasas precipitaciones. Además, no parece que este problema se atenúe pronto en el tiempo pues, si bien las sales contenidas en el lodo se lavan pronto tras las lluvias (Albaladejo *et al.* 1994), la mineralización de nitrógeno en biosólidos no maduros puede generar concentraciones elevadas de compuestos nitrogenados solubles (amonio, nitratos) por lo que la conductividad de los suelos se mantiene elevada o incluso se incrementa (Fuentes *et al.* en prensa).

A diferencia de lo observado con el crecimiento vegetal, la tasa de supervivencia de los individuos jóvenes o introducidos suele mostrar una respuesta modesta a la aplicación (Figura 11) o incluso negativa (Alonso *et al.* 2000, Zagás *et al.* 2000, Fuentes *et al.* 2007), sobre todo a dosis altas. Una posible explicación a este hecho es la intolerancia de las plántulas o individuos jóvenes al estrés salino que este tipo de enmiendas puede suponer. En experiencias de repoblación en ambiente seco en Grecia se ha observado un ligero aumento de la mortalidad de los plantones de *P. halepensis* con la aplicación de lodos, a la vez que un mayor crecimiento de los mismos en las primeras etapas de desarrollo que se atenuaron con el tiempo (Zagás *et al.* 2000). Esta misma observación en cuanto a la disminución de parte de las diferencias de crecimiento con el tiempo se ha observado en la Comunidad Valenciana en repoblaciones con *Quercus ilex* y *Pinus halepensis* (Valdecantos 2001).

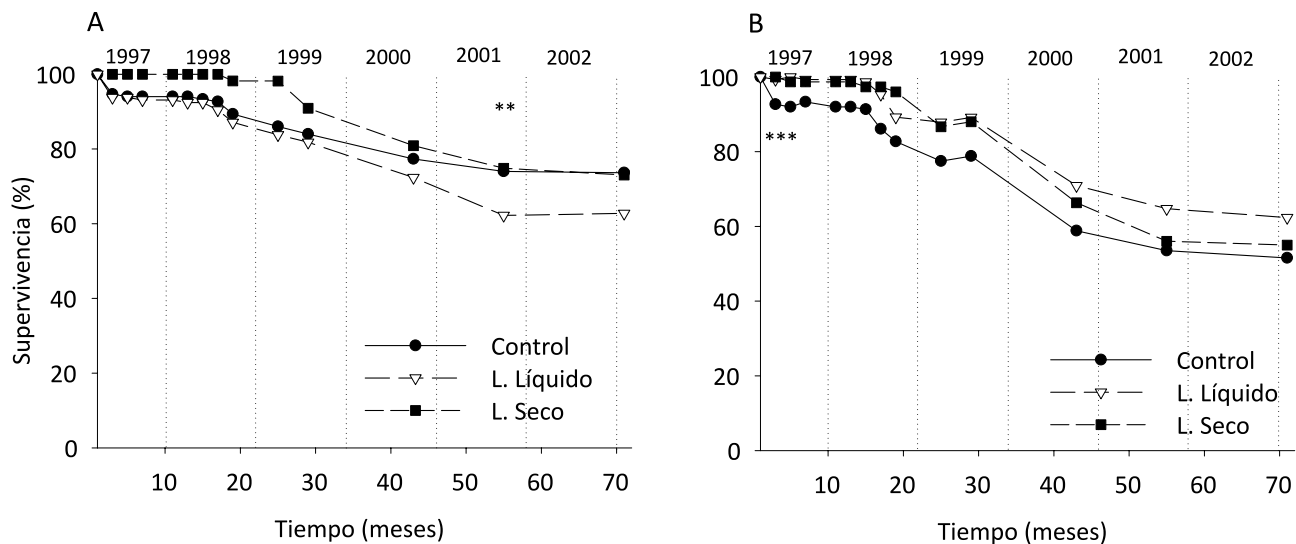


Figura 11. Evolución del porcentaje de supervivencia de brinzales de *Pinus halepensis* (A) y *Quercus ilex* (B) plantados en clima seco-subhúmedo en la Comunidad Valenciana en función de la aplicación de lodo líquido y seco (Valdecantos 2001).

CONCLUSIONES

De la experiencia acumulada por la Fundación CEAM en restauración de montes degradados en condiciones mediterráneas durante 18 años, se puede concluir que los conocimientos presentes sobre el funcionamiento de los ecosistemas y, particularmente, las relaciones suelo-planta en ambientes secos, permiten abordar la recuperación de los suelos degradados, como paso previo a la restauración del ecosistema en su conjunto, con razonables garantías de éxito. No obstante, hace falta priorizar I+D de forma específica para mejorar las estrategias y técnicas de restauración en los ambientes más degradados y en condiciones más limitantes, particularmente en los suelos superficiales y en los climas más áridos. También se requiere invertir un esfuerzo particular para analizar cómo se deberían adaptar las estrategias y técnicas de restauración en la perspectiva del cambio climático. En este contexto, tres mensajes nos parecen especialmente relevantes:

- La profundidad de suelo útil puede ser un factor limitante no superable en el proceso restaurador
- Existen técnicas eficientes (coste-eficaces) de recuperación de la fertilidad química y biológica
- La recuperación de suelos degradados para la restauración ecológica requiere modular los insumos a los suelos de referencia.
- En la perspectiva de una intensificación de la aridez para la cuenca Mediterránea con el cambio climático, la tecnología de la restauración forestal debe optimizar la eficiencia en el uso del agua en todas sus fases, desde la selección de las especies a utilizar y la producción de planta forestal, hasta las técnicas de preparación del terreno y diseño espacial de la restauración.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se ha basado en los programas de investigación financiados por la Generalitat Valenciana y la Fundación Bancaixa, por los proyectos PROMETEO FEEDBACKS de la Generalitat Valenciana y CONSOLIDER-INGENIO 2010 GRACCIE del Ministerio de Ciencia e Innovación, y por los proyectos de la Comisión Europea (*DG Research*) REMECOS, REDMED y REACTION.

LITERATURA CITADA

- Aerts R. y Chapin III .S., 2000. The mineral nutrition of wild plants revisited: a re-evaluation of processes and patterns. *Advances in Ecological Research* 30: 1-67.
- Aggelides, S.M. y Londra, P.A. 2000. Effects of compost produced from town wastes and sewage sludge on the physical properties of a loamy and a clay soil. *Bioresource Technology* 71: 253-259.
- Albaladejo-Montoro, J., Alvarez-Rogel, J., Querejeta, J., Díaz, E. y Castillo, V. 2000. Three hydro-seeding revegetation techniques for soil erosion control on anthropic steep slopes. *Land Degradation and Development* 11(4): 315-325.
- Albaladejo, J. y Diaz, E. 1990. Degradacion y regeneracion del Suelo en el litoral Mediterraneo Espanol: Experiencias en el Proyecto LUCDEME. *En: Soil Degradation and Rehabilitation in Mediterranean Environmental Conditions*. Albaladejo, Stocking y Diaz (Eds). CSIC. Murcia. Pp: 191-214.
- Albaladejo, J., Stocking, M., Díaz, E. y Castillo, V. 1994. Land rehabilitation by urban refuse amendments in a semi-arid environment: effect on soil chemical properties. *Soil Technology* 7: 249-260.
- Albiach, R., Canet, R., Pomares, F., Ingelmo, F. 2001. Organic matter components, aggregate stability and biological activity in a horticultural soil fertilized with different rates of two sewage sludges during ten years. *Bioresource Technology* 77: 109-114.
- Alloza, J.A. y Vallejo R., 1999. Relación entre las características meteorológicas del año de plantación y los resultados de las repoblaciones. *Ecología* 13, 173-187.
- Alloza, J.A., 2003. Análisis de repoblaciones forestales en la Comunidad Valenciana. Desarrollo de criterios y procedimientos de evaluación. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Valencia.

- Alonso, F.J., Viladrich, O., Oliveira, G. y Serrasolses, I. 2000. Use of sewage sludge for restoration of degraded land. *En: Third International Congress of the European Society for Soil Conservation (ESSC): Man and Soil in the Third Millennium*. 28 March-1 April 2000. Valencia.
- Aronson J., Floret C., Le Floc'h E., Ovalle C. y Pontanier R., 1993. Restoration and rehabilitation of degraded ecosystems in arid and semi-arid lands. I. A view from the South. *Restoration Ecology* 1 8-17.
- Arshad, M.A. y Coen, G.M., 1992. Characterization of soil quality: Physical and chemical criteria. *American J. of Alternative Agriculture* 7: 25-31.
- Austin, C. 1996. Available techniques, materials and equipment instrumental for erosion control. Lecture book of the First European Conference y Trade Exposition on Erosion Control. International Erosion Control Association. Sitges, Barcelona. 19-20.
- Ávila A, Peñuelas J., 1999. Increasing frequency of Saharan rains over northeastern Spain and its ecological consequences. *The Science of the Total Environment* 228:153-156.
- Badia, D. y Martí, C. 2000. Seeding and mulching treatments as conservation measures of two burned soils in the central Ebro Valley, NE Spain. *Arid Soil Research and Rehabilitation* 14(3): 219-232.
- Bainbridge, D.A. 1996. Vertical mulch. *Restoration and Management Notes* 14 (1): 72.
- Bainbridge, D. A., 2007. *A Guide to Desert and Dryland Restoration*. Island Press, Washington, DC
- Barro, S.C. y Conard, S.G. 1987. Use of rye-grass seeding as an emergency revegetation measure in chaparral ecosystems. Gen. Tech. Re. PSW-102. Pacific SW forest and range experiment station. Berkeley.
- Barthès B., Azontonde A., Boli B. Z., Prat C., Roose E., 2000. Field-scale run-off and erosion in relation to topsoil aggregate stability in three tropical regions (Benin, Cameroon, Mexico). *European Journal of Soil Science* 51, 3, 485-495.
- Bautista, C. A., J. Etchevers B., del Castillo R.F. y Gutiérrez C., 2004. La calidad del suelo y sus indicadores Ecosistemas 2004/2 (URL: <http://www.aect.org/ecosistemas/042/revision2.htm>)
- Bautista, S., Abad, N., Llovet, J., Bladé, C., Ferran, A., Ponce, J.M., Caturla, R.N., Alloza, J.A., Bellot, J. y Vallejo, V.R. 1997. Siembra de herbáceas y aplicación de mulch para la conservación de suelos afectados por incendios forestales. En R. Vallejo (editor). *La restauración de la cubierta vegetal en la Comunidad Valenciana*. Fundación CEAM-Generalitat Valenciana. 395-434.
- Bautista, S., Bellot, J. y Vallejo, R. 1996. Mulching treatment for postfire soil conservation in a semiarid ecosystem. *Arid Soil Research and Rehabilitation* 10: 235-242.
- Bautista, S., Bellot, J. y Vallejo, V.R. 1994. Efectos de la siembra de herbáceas y la cubierta de paja sobre la escorrentía y la erosión post-incendio en ambiente semiárido. En: J. Arnáez J.M. García Ruiz y A. Gómez Villar, (editores). *Geomorfología en España (tomo II)*. Sociedad Española de Geomorfología. Logroño. 189-199
- Bautista, S., Robichaud, P.R. and Bladé, C., 2009. Post-fire mulching. In: *Fire effects on soils and restoration strategies*. A. Cerdà y P.R. Robichaud eds. Vol. 5 of Series: land Reconstruction and Management. Pp.353-372. Science Publ., Enfield, USA.
- Berry, C.R. 1979. Slit application of fertilizer tablets and sewage sludge improve initial growth of loblolly pine seedlings in the Tennessee Copper Basin. *Reclam. Rev.* 2: 33-38.
- Binkley, D. 1993. *Nutrición forestal. Prácticas de manejo*. Editorial Limusa, S.A. de C.V. México, D.F. 518 pp.
- Bladé, C., Gimeno, T., Kribeche, H. y Bautista, S. 2004. Siembras de especies forestales (métodos manuales, mecanizados, terrestres y aéreos). Productos repelentes. Productos aditivos que faciliten la germinación. Protocolos y mezclas de semillas. Programa de investigación y desarrollo en relación con la restauración de la cubierta vegetal. Reunión de coordinación. CEAM. Castellón de la Plana, marzo de 2004. 51-62.
- Bloom A.J., Chapin F.S., Mooney H.A., 1985. Resource limitation in plants - an economic analogy. *Ann Rev Ecol Syst* 16:363-92.

- Bonfils P., 1978. Le classement des sols en vue de la reforestation en zone méditerranéenne. *Biologie et Foret* 4.
- Bot, A.J., Nachtergaele, F.O. y Young A. 2000. Land resource potential and constraints at regional and country levels. *World Soil Resource Reports 90*. FAO, Rome. La base de datos está disponible en FAO/AGL Terrastat (<http://www.fao.org/landandwater/agll/terratat/wsr.asp#terratatdb>)
- Bradshaw A.D., 1983. The reconstruction of ecosystems. *Journal of Applied Ecology* 20:1-17.
- Brockway, D.G., Urie, D.H., Nguyen, P.V. y Hart, J.B. 1986. Wastewater and sludge nutrient utilization in forest ecosystems. *En: The forest alternative for treatment and utilization of municipal and industrial wastes*. Cole, D.W., Henry, C.L. y W.L. Nutter (eds.). University of Washington Press, Seattle. Pp: 221-245.
- Brofas, G. y Varelides, C. 2000. Hydro-seeding and mulching for establishing vegetation on mining spoils in Greece. *Land Degradation & Development* 11(4): 375-382.
- Burger J. A. y Kelting D.L., 1999. Using soil quality indicators to assess forest stand management. *Forest Ecol. Manag.* 122: 155-166.
- Calvo-Cases, A., Boix-Fayos, C. y Imeson, A.C. 2003. Runoff generation, sediment movement and soil water behaviour on calcareous (limestone) slopes of some Mediterranean environments in southeast Spain. *Geomorphology* 50: 269-291.
- Caravaca, F., García, C., Hernández, M.T. y Roldán, A. 2002a. Aggregate stability changes after organic amendment and mycorrhizal inoculation in the afforestation of a semiarid site with *Pinus halepensis*. *Applied Soil Ecology*, 19. 199-208.
- Caravaca, F., Hernández, T., García, C., y Roldán, A. 2002b. Improvement of rhizosphere aggregate stability of afforested semi-arid plant species subjected to mycorrhizal inoculation and compost addition. *Geoderma* 108: 133-144.
- Carter M. R., 2002. Soil quality for sustainable land management: organic matter and aggregation interactions that maintain soil functions. *Agron. J.* 94: 38-47.
- Casals P., Romanyà J., Cortina J., Bottner P., Couteaux M.M. y Vallejo V.R., 2000. CO₂ efflux from a Mediterranean semi-arid forest soil. I Seasonality and effects of stoniness. *Biogeochemistry* 48:261-281.
- Cerdà, A. 2001. Erosión hídrica del suelo en el territorio valenciano. *Geoforma Ediciones*. Logroño. 79 p.
- Chapin III, F.S., Bloom, A.J., Field, C.B. y Waring, R.H. 1987. Plant responses to multiple environmental factors. *Bioscience* 37: 49-57.
- Chirino, E., Vilagrosa, A., Cortina, J., Valdecantos, A., Fuentes, D., Trubat, R., Luís, V.C., Puértolas, J., Bautista, S., Baeza, M.J., Peñuelas, J.L. y Vallejo, V.R., 2009. Ecological restoration in degraded drylands: The need to improve the seedling quality and site conditions in the field. In: *Forest Management*. S.P. Grossberg ed. Pp 85-158. Nova Science Publ., New York, USA.
- Choudhary, M.I., Shalabi, A.A. y Al-Omran, A.M., 1995. Water holding capacity and evaporation of calcareous soils as affected by four synthetic polymers, *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 26(13-14), 2205-2215.
- Cole, D.W., Henry, C.L., Schiess, P. y Zasoski, R.J. 1983. Forest systems. *En: Proc. Workshop Utilization Wastewater and Sludge on Land*. Page, A.L. et al. (eds.). University of California. Riverside. Pp: 125-143.
- Comisión de las Comunidades Europeas 2002. Hacia una estrategia temática para la protección del suelo (COM(2002. 179-2002/2172(COS))).
- Corbett E.S. y Green L.R. 1965. Emergency revegetation to rehabilitate burned watersheds in Southern California. *US Forest Serv. Research Paper PSW-22*. 14p.
- Cornelissen, J.H.C., Castro-Diez, P. y Hunt, R. 1996. Seedling growth, allocation and leaf attributes in a wide range of woody plant species and types. *Journal of Ecology* 84: 755-764.
- Cuevas, G., Calvo, R., Martínez, F., Iglesias, T. y Walter, I. 2001. Influencia de la aplicación de residuos orgánicos urbanos en la evolución de la cubierta vegetal de un suelo degradado. *En: III Congreso Forestal Español*. Granada.

- Davenport, D.W, Breshears, D.D., Wilcox, B.P, y Allen, C. 1998. Wiewpoint:Sustainability of piñon-juniper ecosystems – a unifying perspective of soil erosion thresholds. *Journal of Range Management* 51(2):231-240.
- DeBano, L.F. 2000. Water repellency in soils: a historical overview. *Journal of Hydrology* 231-232: 4-32.
- De Simón, E., Ripoll, M.A., Bocio, I., Navarro, F.B., Jiménez, M.N. y Gallego, E., 2004. Preparación del suelo en repoblaciones de zonas semiáridas. En: *Avances en el estudio de la gestión del monte Mediterráneo*. V.R. Vallejo y J.A, Alloza eds. Pp. 161-193. Fundación CEAM, Valencia, España.
- Díaz-Hernández, J.L., Fernández E.B., González J.L., 2003. Organic and inorganic carbon in soils of semiarid regions: a case study from the Guadix–Baza basin (Southeast Spain). *Geoderma* 114,1-2.
- Doerr, S.H., Shakesby, R.A. and MacDonald, L.H., 2009. Soil water repellency: A key factor in post-fire erosion. In: *Fire effects on soils and restoration strategies*. A. Cerdà y P.R. Robichaud eds. Vol. 5 of Series: land Reconstruction and Management. Pp.197-223. Science Publ., Enfield, USA.
- Doran J.W. y Parkin B.T., 1994. *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*. Soil Science Society of America, Inc. Special Publication. Number 35. Madison, Wisconsin, USA.
- Dunjó, G., Pardini, G. y Gispert, M. 2003. Land use change effects on abandoned terraced soils in a Mediterranean catchment, NE Spain. *Catena* 52: 23-37.
- Edmonds, R.L. y Mayer, K.P. 1981. Survival of sludge-associated pathogens and their movement into groundwater. *En: Municipal sludge application to Pacific Northwest forest lands*. C.L. Bledsoe (ed.). Institute of Forest Resources, Univeristy of Washington, Seattle. Pp: 79-86.
- Edwards, L, Burney, J. y DeHaan, R. 1995. Researching the effects of mulching oon cool-period soil erosion in Prince Edward Island, Canada. *Journal of Soil and Water Conservation* 50: 184-187.
- Estrela, M. J., Valiente, J. A., Corell, D., Fuentes, D., and Valdecantos, A., 2009. Prospective use of collected fog water in the restoration of degraded burned areas under dry Mediterranean conditions. *Agricultural and Forest Meteorology* 149, 1896-1906.
- FA.O., 1985. *Evaluación de tierras con fines forestales*. Estudio FAO Montes 48. Roma, 105 pp.
- Francis C.F y Thornes J.B. 1990. Runoff hydrographs from three Mediterranean vegetation cover types. En: Thornes J.B (editor). *Vegetation and erosion*. John Wiley y Sons Ltd. 363-384.
- Fuentes, D., Valdecantos, A., y Vallejo, V.R., 2004. Plantación de *Pinus halepensis* Mill. y *Quercus ilex* subsp. *ballota* (Desf) Samp. en condiciones mediterráneas secas utilizando microcuencas. *Cuad. Soc. Esp. Cien. For.* 17: 157-161.
- Fuentes, D., Valdecantos, A., Cortina, J., y Vallejo, V.R., 2007. Seedling performance in sewage sludge-amended degraded mediterranean woodlands. *Ecol. Eng.* 31: 281-291
- Fuentes, D., Valdecantos, A., Llovet, J., Cortina, J., y Vallejo, V.R. (en prensa). Fine-tuning of sewage sludge application to promote the establishment of *Pinus halepensis* seedlings. *Ecol. Eng.*
- García-Fayos y Cerdà A. 1997. Seed losses by surface wash in degraded Mediterranean environments. *Catena* 29: 73-83.
- Giovannini, G. 1994. The effect of fire on soil quality. En: Sala, M. y Rubio, J.L. (editores). *Soil erosion and degradation as a consequence of forest fires*. Geoforma Ediciones. Logroño. 15-27.
- Giovannini, G.; Lucchesi, S. y Giachetti, M. 1988. Effect of heating on some physical and chemical parameters relates to soil aggregation and erodibility. *Soil Science* 146 (4): 255-261.
- Harding, M.V. 1990. Erosion control effectiveness: comparative studies of alternative mulching techniques. En: *Environmental restoration: Sciences and strategies for restoring the Earth*. Island Press, Covelo, California.
- Hasselgren, K. 1998. Use of municipal waste products in energy forestry: highlights from 15 years of experience. *Biomass and Bioenergy* Vol. 15, No. 1: 71-74.

- Henry, C.L. y Cole, D.W. 1997. Use of biosolids in the forest: technology, economics and regulations. *Biomass and Bioenergy* 13: 269-277.
- Hobbs R. J. y Norton D.A., 1996. Towards a conceptual framework for restoration ecology. *Restoration Ecology* 4 (2) 93-110
- Hüttermann, A., Zommodi, M. y Reise, K. 1999. Addition of hydrogels to soil for prolonging the survival of *Pinus halepensis* seedlings subjected to drought. *Soil and Tillage Research* 50, 295-304.
- Imeson, A.C. y Shakesby, R.A., Boakes, D.J., Coelho, C.O.A., Gonçalves, A.J.B. y Walsh, R.P.D. 1994. Limiting soil loss after forest fire in Portugal: The influence of different post-fire timber clearance practices. *Proceedings 2nd International Conference on Forest Fire Research*, vol. II. Nov.1994. Coimbra. 1161-1170.
- Jacobs, B.F., Gatewood, R.G. y Allen, C.D. 2002. Ecological restoration of a wilderness and cultural landscape: paired watershed study. Interim Report. USGS. Bandelier National Monument, Los Alamos, NM.
- Jones C.G., Lawton, J.H. and Shachak, M., 1994. Organisms as ecosystem engineers SO: *Oikos*, vol. 69, no. 3, pp. 373-386.
- Kay, B.L. 1983. Straw as an erosion control mulch. *Agronomy Progress Report No 140*. Davis CA. University of California Agricultural Experimental Station. 11p.
- Kilian W., 1998. Forest site degradation – temporary deviation from the natural site potential. *Ecol. Eng.* 10 5-18.
- Kosmas, C.; Kirkby, M. y Geeson, N. 1999. The Medalus project. Mediterranean desertification and land use. Manual on key indicators of desertification and mapping environmentally sensitive areas to desertification. European Commission. EUR 18882. Luxembourg. 87 p.
- Laio F., Porporato A., Ridolfi L. y Rodriguez-Iturbe I., 2001. Plants in water-controlled ecosystems: active role in hydrologic processes and response to water stress II. Probabilistic soil moisture dynamics. *Advances in Water Resources* 24 707-723.
- Lavee, H. 1998. Soil erosion and climate change – the transect approach and the influence of scale. *Geomorphology* 23:219-227.
- Le Houérou 1990. Ecological guidelines to control land degradation in European Mediterranean countries. En J.L Rubio y J. Rickson (editores). *Strategies to combat desertification in the Mediterranean Europe*. EUR 11175 EN/ES. Brussels 331-360.
- Linder, S., Benson, M.L., Meyers, B.J. y Raison, R.J. 1987. Canopy dynamics and growth of *Pinus radiata* L. I. Effects of irrigation and fertilization during a drought. *Can. J. For. Res.* 17: 1157-1165.
- Llovet, J. y Vallejo, V.R. 2000. El control de la erosión y protección del suelo en proyectos de restauración. Segundas Jornadas Científicas del Parque Natural de Peñalara y del Valle del Paular. Consejería de Medio Ambiente, Comunidad de Madrid. 121-127
- Llovet, J., Bautista, S. y Cerdá-Bolinches, A. 1994. Influencia de las lluvias otoñales sobre la respuesta hidrológica y erosiva post-incendio de los suelos en ambiente semiárido. En J. Arnáez, J.M. García Ruíz y A. Gómez Villar (editores). *Geomorfología en España*. 81-92.
- Loftin, S.R. y Aguilar, R. 1994. Semiarid rangeland response to municipal sewage sludge: plant growth and litter decomposition. *En: Sewage sludge: land utilization and the environment*. 221-229.
- Ludwig J.A. y Tongway D.J. 1996. Rehabilitation of semiarid landscapes in Australia. I Restoring productive soil patches. *Restoration Ecology* 4 (4): 388-397.
- Magier J. y Ravina I., 1984. Rock fragments and soil depth as factors in land evaluation of Terra Rossa. In: *Erosion and productivity of soils containing rock fragments*. SSSA Special Publication 13, 13-30.
- Marshall, T.J. y Holmes, J.W. 1988. *Soil physics*, 2nd edition. Cambridge University Press. Cambridge, Great Britain. 374 p.
- Martinez-Fernández, J. 2003. Measures against soil erosion in Spain. En: C. Boix, L. Dorren y A. Imenson (editores), *Briefing papers of SCAPE*, Alicante.

- Marx, D.H., Berry, C.R. y Kormanik, P.P. 1995. Application of municipal sewage sludge to forest and degraded land. *En: Agricultural Utilization of Urban and Industrial By-products*. ASA Special Publication nº 68. ASA-CSSA-SSSA. Madison. Pp: 275-295.
- Mendizábal, T. y Puigdefábregas, J. 2003. Population and Land Uses Changes: impacts on Desertification in Southern Europe and in the Maghreb. En H.G.Brauch, P.H. Liotta, A. Marquina, P.F.Rogers y M. El-Sayed Selim (editores). *Security and Environment in the Mediterranean*. Springer. 687-701
- Mengel, K. y Kirkby, E.A. 1987. *Principles of plant nutrition*. International Potash Institute (publ.), Bern.
- Milchunas, D.G. y Lauenroth, W.K., 1995. Inertia in plant community structure: State changes after cessation of nutrient enrichment stress. *Ecological Applications* 5: 1195-2005.
- Miles, S.R., Haskins, D.M. y Ranken, D.W. 1989. Emergency burn rehabilitation: cost, risk, and effectiveness. En: N.H. Neil (coordinador). *Gen. Tech. Rep. PSW-109*. Berkeley, CA. USDA Forest Service. Pacific Southwest Forest and Range Experimental Station. 97-102
- Miller, H.G. 1990. Management of water and nutrient relations in European forests. *For.Ecol.Manage.* 30: 425-436.
- Mooney, H.A. y Winner, W.E. 1991. Partitioning response of plant stress. *En: Response of plant to multiple stresses*. Mooney, H.A., Winner, W.E. y Pell, E.J. (eds.). Academic Press, New York. pp: 129-141.
- Moore, D.C. y Singer, M.J. 1990. Crust formation effects on soil erosion processes. *Soil Science Society of America Journal* 54:1117-1123.
- Moreno, J.M. 1996. Forest fires: trends and implications in desertification prone areas of southern Europe. En: P.Balabanis, D. Peter, A. Ghazi y M. Tsogas (editores). *Mediterranean Desertification: research results and policy implications* European Commission D.G. Research EUR19303. Brussels vol 1:115-149.
- Morris L. A. y Campbell R.G., 1991. Soil and site potential. *In Forest Regeneration Manual*. M.L. Duryea y P.M. Dougherty (Eds). Kluwer Academic Publishers. Netherlands. pp 183-206
- Noy-Meir I., 1973. Desert ecosystems: environment and producers. *Ann. Rev. Ecol. Systematics* 4: 25-51.
- O'Connell D.A., Ryan P.J., McKenzie N.J., Ringrose-Voase A.J., 2000. Quantitative site and soil descriptors to improve the utility of forest soil surveys. *Forest Ecology and Management* 138 107-122.
- Pannkuk, C.D. y Robichaud, P.R. 2003. Effectiveness of needle cast at reducing erosion after forest fires. *Water Resources Research* 39 (12): 1333-1342.
- Papanastasis, V.P. 2003. Grazing management in the framework of sustainable management. MEDRAP workshop on Prevention and Mitigation Actions to Combat Desertification. Alicante, June 2003.
- Papanastasis, V.P. y Peter, D. 1998. Ecological basis of livestock grazing in Mediterranean ecosystems. *Proceeding of the International Workshop held in Thessaloniki (Greece)*. European Commission. EUR 18308. 350 p.
- Pausas, J.G., Bladé, C., Valdecantos, A., Seva, J.P., Fuentes, D., Alloza, J.A., Vilagrosa, A., Bautista, S., Cortina, J., Vallejo, R. 2004. Pines and oaks in the restoration of Mediterranean landscapes: New perspectives for an old practice – A review. *Plant Ecology* 171: 209-220.
- Pemán J. y Navarro R., 1998. *Re poblaciones forestales*. Eines 24. Edicions de la Universitat de Lleida. 400 pp.
- Poesen J. y Bunte K. 1996. The effect of rock fragments on desertification processes in mediterranean environments. En: Brandt, C.J. y Thornes, J.B. (editores). *Mediterranean desertification and land use*. John Wiley & Sons, Ltd. West Sussex (UK). 247-269.
- Querejeta, J.I., Roldán, A., Albaladejo, J. y Castillo, V. 2000. Soil physical properties and moisture content affected by site preparation in the afforestation of a semiarid rangeland. *Soil Sci.Soc.Am.J.* 64: 2087-2096.
- Robichaud, P.R., 2009. Post-fire stabilization and rehabilitation. In: *Fire effects on soils and restoration strategies*. A. Cerdà y P.R. Robichaud eds. Vol. 5 of Series: land Reconstruction and Management. Pp.299-320. Science Publ., Enfield, USA.

- Robichaud, P.R., Beyers, J.L. y Neary D.G. 2000. Evaluating the effectiveness of postfire rehabilitation treatments. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-63. USDA, Forest Service, Rocky Mountain Res. Station. Fort Collins, USA.
- Robichaud, P.R., McDonald, L., Freeouf, J., Neary D., Martin, D. y Ashmun, L. 2003. Postfire rehabilitation of the Hayman Fire. USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-114. 293-313.
- Rodà, F., Mayor, X., Sabaté, S. y Diego, V. 1999. Water and nutrient limitations to primary production. *En: Ecology of Mediterranean evergreen oak forests*. F. Rodà, J. Retana, C.A. Gracia y J. Bellot (eds.). Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg. Ecological Studies, Vol. 137. Pp: 183-194.
- Rodríguez, J. y Lasanta, T. 1992. Los bancales en la agricultura de la montaña mediterránea: una revisión bibliográfica. *Pirineos* 139: 105-123.
- Romanyà J. y Vallejo V.R., 2004. Productivity of *Pinus radiata* plantations in Spain in response to climate and soil. *Forest Ecology and Management* 195 (2004) 177-189.
- Romanyà J., Cortina J., Falloon P., Coleman K., Smith P., 2000. Modelling changes in soil organic matter after planting fast-growing *Pinus radiata* on Mediterranean agricultural soils. *Eur.J.Soil Sci.* 51, 627-641.
- Roose E. 1996. Land husbandry - Components and strategy. *FAO Soils Bulletin* 70. Roma.
- Ros, M., García, C. y Hernández, T. 2001. The use of urban organic wastes in the control of erosion in a semiarid Mediterranean soil. *Soil Use & Management* 17: 292-293.
- Ros, M., Hernández, M.T. y García, C. 2003. Soil microbial activity after restoration of a semiarid soil by organic amendments. *Soil Biol. Biochem.* 35: 463-469.
- Rotagno, C.M. y Sosebee, R.B. 2001. Surface application of biosolids in the Chihuahuan desert: Effects on soil physical properties. *Arid Land Research and Management* 15. 233-244.
- Ryan P.J., Harper R.J., Laffan M., Booth T.H., McKenzie N.J., 2002. Site assessment for farm forestry in Australia and its relationship to scale, productivity and sustainability. *Forest Ecology and Management* 171 133-152.
- Sánchez P.A., Couto W. y Buol, S.W., 1982. The fertility capability soil classification system: interpretation, application and modification. *Geoderma* 27:283-309.
- Sánchez-Marañón M., Delgado R., Párraga J. y Delgado G., 1996. Multivariate analysis in the quantitative evaluation of soils for reforestation in the Sierra Nevada (Southern Spain). *Geoderma* 69 233-248.
- Sánchez-Marañón M., Soriano M., Delgado G., and Delgado R., 2002. Soil Quality in Mediterranean Mountain Environments: Effects of Land Use Change. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66: 948-958.
- Schlesinger, W., Reynolds, J., Cunningham, G., Huenneke, L., Jarrel, W., Virginia, R. y Whitford, W. 1990. Biological feedbacks in global desertification. *Science* 247: 1043-1047.
- Schoenholtz S.H.; Van Miegroet H. y Burger J.A., 2000. A review of chemical and physical properties as indicators of forest soil quality: challenges and opportunities. *Forest Ecol. Manag.* 138: 335-356.
- Seva, J.P., Valdecantos, A., Cortina, J. y Vallejo, V.R. 2004. Diferentes técnicas de introducción de *Quercus ilex* ssp. *ballota* (Desf.) Samp. en zonas degradadas de la Comunidad Valenciana. *Cuadernos de la SECF* 17, 233-238.
- Smith, J.H. y Peterson, J.R. 1982. Recycling of nitrogen through land application of agricultural, food processing, and municipal wastes. *En: Nitrogen in agricultural soils*. ASA-CSSA-SSSA, Madison. Pp: 791-831.
- Soil Survey Staff. 1996. Keys to Soil Taxonomy. Seventh Edition. United States Department of Agriculture, Washington D.C. 20250.
- Sommers, L.E. y Sutton, A.L. 1980. Use of waste materials as sources of phosphorus. *En: The role of phosphorus in agriculture*. ASA-CSSA-SSSA. Madison, WI. Pp: 515-544.

- Soto, B.; Benito, E. y Díaz-Fierros, F. 1991. Heat-induced degradation processes in forest soils. *International Journal of Wildland Fire* 1 (3): 147-152.
- Straton M.L. y Rechcigl J.E. 1998. Organic mulches, wood products, and composts as soil amendments and conditioners. En: Wallace A. y Terry R.E (editores). *Handbook of soil conditioners. Substances that enhance the physical properties of soil.* Marcel Dekker, Inc. 43-95
- Tongway D.J. y Ludwig J.A. 1996. Rehabilitation of semiarid landscapes in Australia. II Restoring vegetation patches. *Restoration Ecology* 4 (4): 398-406.
- Tongway, D.J.; Cortina, J. y Maestre, F.T. 2004. Heterogeneidad espacial y gestión de medios semiáridos. *Ecosistemas* 2004/1
- Valdecantos A., 2001. Aplicación de fertilizantes orgánicos e inorgánicos en la repoblación de zonas forestales degradadas de la Comunidad Valenciana. Tesis Doctoral. Universitat d'Alacant.
- Valdecantos, A., Cortina, J., Fuentes, D., Casanova, G., Díaz, J.M., Llavador, F., Vallejo, V.R. 2001. Use of biosolids for reforestation in the region of Valencia (E Spain). First results of a pilot project. *Bioprocessing of Solid Waste y Sludge* 1 (4).
- Valdecantos, A., Cortina, J., and Vallejo, V.R., 2006. Nutrient status and field performance of tree seedlings planted in Mediterranean degraded areas. *Ann. For. Sci.* 63: 249-256
- Valdecantos, A., Baeza, M.J., and Vallejo, V.R., 2009. Vegetation management for promoting ecosystem resilience in fire-prone Mediterranean shrublands. *Rest. Ecol.* 17: 414-421
- Vallejo, R., Serrasolses, I., Cortina, J., Seva, J.P., Valdecantos, A. y Vilagrosa, A. 2000. Restoration strategies and actions in mediterranean degraded lands. En: G.Enne, C. Zanolla y D. Peter (editores). *Desertification in Europe: mitigation strategies, land-use planning.* Advanced study course. Office for Official Publications of the European Communities. Belgium. 221-233.
- Vallejo, R.; Bautista, S. y Cortina, J. 1999. Restoration for soil protection after disturbances. En: L. Trabaud (editor). *Life and Environment in the Mediterranean.* WIT Press. Southampton. 301-344.
- Vallejo, V.R. y Alloza, J.A. 1998. The restoration of burned lands. The case of Eastern Spain. En: J.M. Moreno (editor). *Large Forest Fires.* Backhuys Publ. Leiden. 91-108.
- Vallejo, V.R., Serrasolses, I., Alloza, J.A., Baeza, J.A., Bladé, C., Chirino, E., Duguy, B., Fuentes, D., Pausas, J.G., Valdecantos, A. and Vilagrosa, A., 2009. Long-term restoration strategies and techniques. In: *Fire effects on soils and restoration strategies.* A. Cerdà y P.R. Robichaud eds. Vol. 5 of Series: land Reconstruction and Management. Pp.373-398. Science Publ., Enfield, USA.
- Vélez, R. 2003. Forest fire prevention in the framework of sustainable forestry. MEDRAP workshop on Prevention and Mitigation Actions to Combat Desertification. Alicante, June 2003.
- Vilagrosa A., Bellot J., Vallejo VR., Gil-Pelegrin E., 2003. Cavitation, stomatal conductance, and leaf dieback in seedlings of two co-occurring Mediterranean shrubs during an intense drought. *J. Exp. Bot.* 54(390): 2015-24.
- Vilagrosa A., Seva J.P., Valdecantos A., Cortina J., Alloza J.A., Serrasolsas I., Diego V., Abril M., Ferran A., Bellot J., y Vallejo V.R., 1996. Plantaciones para la restauración forestal de la Comunidad Valenciana. En *La restauración de la cubierta vegetal en la Comunidad Valenciana.* (ed. Vallejo, V.R.), pp. 435-546, CEAM, Valencia, España.
- Wallace A. y Terry R.E. 1998. *Handbook of soil conditioners. Substances that enhance the physical properties of soil.* Marcel Dekker, Inc. 596 pp.
- Yaalon, D.H. 1997. Soils in the Mediterranean region: what makes them different? *Catena* 28: 157-169.
- Yassoglou N.J. 1998. History of desertification in the European Mediterranean. En: Enne, G.; D'Angelo, M.; y Zanolla, C. (editores). *Indicators for Assessing Desertification in the Mediterranean:* 9-15. ANPA. Sassari.
- Zagas, T., Ganatsas, P., Tsitsoni, T. y Hatzistathis, A. 2000. Influence of sewage sludge application on survival and early growth of forest species. *En: Protection and restoration of the environment.* Thassos, Greece. Pp: 583-590.

6. LA INVESTIGACIÓN CON BIOSÓLIDOS, COMO ENMIENDA ORGÁNICA, EN ÁREAS AFECTADAS POR MINERÍA A CIELO ABIERTO EN BOGOTÁ D. C.

José Ignacio Barrera Cataño, Adiana Ochoa, Alexandra Granados, Susan Guacaneme
*Escuela de Restauración Ecológica (ERE), Unidad de Ecología y Sistemática (UNESIS);
Departamento de Biología, Facultad de Ciencias, Pontificia Universidad Javeriana.
Carrera 7ª No. 43 – 82, Edificio Jesús Emilio Ramírez, laboratorio 408B
barreraj@javeriana.edu.co*

RESUMEN

Se evaluó el efecto de la aplicación de biosólidos como enmienda orgánica sobre el proceso de colonización de la vegetación en las primeras etapas de la sucesión, el repoblamiento de la macrofauna edáfica y las condiciones físico - químicas del sustrato en el área experimental de la cantera Soratama. Se implementaron 3 tratamientos en proporciones de biosólidos y estériles de la siguiente manera: T1 (1:8), T2 (1:4), T3 (1:2) y el control 0:1. Los métodos de muestreo, así como los análisis estadísticos se encuentran ampliamente desarrollados en la edición especial II de la revista *Universitas Scientiarum* volumen 12. Para la vegetación el crecimiento en altura y cobertura en las parcelas de los tratamientos con biosólidos fueron significativamente mayores comparados con las parcelas control; pero el aumento no fue proporcional a la adición de biosólido. La composición florística fue dominada por hierbas de las familias Poaceae y Asteraceae. La diversidad y riqueza de especies, aumentaron en el tiempo y fueron mayores en el T1. Los resultados mostraron que la aplicación de biosólidos en las proporciones 8:1 y 4:1, favorecen el crecimiento de la vegetación y aumentan la diversidad y riqueza de las plantas. Para la macrofauna edáfica el repoblamiento de adultos se observó en el segundo muestreo (a los tres meses) y fue exclusiva de los tratamientos con biosólidos. Las familias más abundantes en los tratamientos fueron Enchytraeidae y Staphylinidae. En el caso de estados inmaduros el repoblamiento se observó en el tercer muestreo (a los seis meses) en los tratamientos. La adición del biosólido como enmienda orgánica, incrementó significativamente y proporcional a las dosis aplicadas, los contenidos de carbono orgánico, pH, nitrógeno, fósforo, capacidad de intercambio catiónico, bases totales, humedad y porosidad del suelo. En conclusión, la aplicación de biosólidos favorece el recubrimiento de la vegetación, la recolonización de la macrofauna edáfica y mejora el sustrato.

Palabras clave: Biosólidos, cobertura vegetal, sucesión, composición florística, macrofauna edáfica, sustrato, recuperación de la cantera.

INTRODUCCIÓN

La minería a cielo abierto es un tipo de industria extractiva que aunque es transitoria genera efectos devastadores sobre los diferentes niveles de organización de la materia (poblaciones, comunidades, ecosistemas y paisaje), sobre todo cuando estos se encuentran no disturbados (Bradshaw 1997), pero afortunada o desafortunadamente para alguien, es un mal necesario ya que su propósito es generar bienestar y recursos económicos a las poblaciones humanas. Dado que los materiales o las rocas de interés comercial se pueden encontrar en cualquier lugar de la geografía nacional, es el gobierno a través de sus diferentes instituciones y agencias quién debe tener muy claro donde sí y donde no permitir las explotaciones y por lo tanto dar las licencias respectivas. Cuando se destruye un área por minería a cielo abierto son muchos los años que tienen que pasar para que por lo menos se logre un sistema similar al no disturbado o destruido. En este sentido, es fundamental que tanto los mineros como las autoridades ambientales puedan identificar además de los componentes o elementos que conforman el sistema a ser degradado, su organización, sus interacciones, sus funciones, su estado de desarrollo y los bienes y servicios que pueden prestar a las comunidades humanas adyacentes.

La minería debe ser una industria ordenada en el contexto del desarrollo de las regiones y del país y de la ordenación del territorio con el ánimo de evitar conflictos de uso entre los mineros, las autoridades mineras, ambientales y la comunidad en general. Hoy por hoy, en muchas de las regiones del país, existen bastantes problemas de tipo ambiental debido a que gran parte de las explotaciones mineras no se llevaron a cabo bien desde un principio, solo importó la extracción de las rocas. Toda explotación a cielo abierto previo a su inicio debe contar con su plan de manejo y recuperación ambiental aprobado por las diferentes autoridades, lo cual quiere decir, que en la medida en que se va extrayendo el material de interés comercial, se debe ir

reconformando y estabilizando los taludes, realizando el manejo de las aguas superficiales mediante la construcción de canales colectores, se debe evitar la erosión laminar y en surcos mediante la construcción de trinchos, y se debe colocar un sustrato, que contenga materia orgánica, como soporte para la vegetación futura y colonización de los organismos edáficos.

Cuando la mina no es explotada con base en un plan, se generan muchos problemas que llevan a un incremento de los costos del proceso de recuperación, rehabilitación o restauración ecológica. Uno de ellos es el generado por la eliminación del descapote o suelo superficial al momento de la explotación lo que hace que se deba recurrir al suelo de los bosques adenaños o a las enmiendas orgánicas para poder generar una cobertura vegetal relativamente rápida. Entre las enmiendas orgánicas que son usadas con relativa regularidad vale la pena resaltar: el Compost, lombricompost, estiércoles, purines, los biomantos y los biosólidos o lodos de depuradora de aguas residuales. Los biosólidos son materiales que tienen muchas bondades para ser usados como sustrato principalmente en sistemas degradados por minería y suelos pobres con fines forestales, pero dependiendo de su origen su uso puede presentar restricciones, debido al contenido que puedan tener de metales pesados, patógenos y contaminantes orgánicos. En este artículo se presentan algunos de los resultados de las investigaciones realizadas por nuestro grupo, sobre el papel de los biosólidos usados en diferentes proporciones sobre el restablecimiento de diferentes atributos o propiedades del sistema, como son: la vegetación, la fauna edáfica y el sustrato soporte de las plantas.

ASPECTOS GENERALES DE LA MINERÍA A CIELO ABIERTO EN BOGOTÁ D. C.

La extracción de materiales a cielo abierto para la industria de la construcción en Bogotá tuvo su crecimiento principalmente desde principios del siglo XX, pero fue mucho más fuerte desde principios de los años 60. Debido a la inexistencia de un plan de ordenamiento de la industria extractiva en el Distrito Capital, desde sus comienzos, las explotaciones fueron localizadas de manera desordenada sobre los cerros tutelares de Bogotá (minas de arenas y arcillas) y sobre el valle del río Tunjuelito (gravas), hoy una buena parte de dichas explotaciones se encuentran localizadas en los municipios circunvecinos como Mosquera y Soacha. La falta de control de esta industria por parte de las autoridades ambientales, hasta mediados de la década de los 90 y la falta de conciencia de muchos mineros, ha permitido que se genere un impacto ambiental fuerte sobre sus ecosistemas y sobre todo se incrementen los pasivos ambientales por la misma irresponsabilidad de algunos ellos. A finales del año 2002 la ciudad contaba con un total de 111 minas (Figura 1), desde inactivas a activas, distribuidas de la siguiente manera: Localidad de Ciudad Bolívar (24), Rafael Uribe (17), San Cristóbal (15), Tunjuelito (3), Usaquén (14) y Usme (38) (Delgado y Mejía 2002). Los materiales que han sido extraídos de dichas minas, son: arcillas para la fabricación de ladrillos y tubos de grés, arena de peña para la construcción de vivienda, recebo para las vías y gravas también para la industria de la construcción. El manejo de la extracción de materiales va desde el nivel familiar, microempresarial, y grandes empresas. Hoy el tema en el Distrito Capital está centrado en la necesidad de ejecución de los planes de recuperación y manejo ambiental por parte de los mineros, y el ordenamiento de las nuevas explotaciones en los parques mineros planteados en el Plan de ordenamiento Territorial (POT). Bogotá a través de la Secretaría Distrital de Ambiente, tiene el reto de ordenar este tema de una vez por todas, pensando en el largo plazo, considerando su plan de desarrollo, de ordenamiento del territorio, de la conservación de sus ecosistemas y las comunidades asentadas en su territorio. Lo que se destruye nunca volverá a ser como antes.

ASPECTOS GENERALES DEL USO DE LOS BIOSÓLIDOS EN BOGOTÁ D.C.

La utilización de los lodos de depuradora de aguas residuales o biosólidos para la recuperación de suelos afectados por minería y uso agropecuario tienen una historia amplia en Europa y en los Estados Unidos, de más de 30 años. Dicha historia fue muy traumática inicialmente, debido a que no se tenía claridad sobre la disposición final y sus posibles usos. Gran parte del material fue vertido en el mar o en vertederos dispuestos para dicho propósito, hoy tanto la disposición final como sus posibles usos han sido reguladas por las diferentes agencias ambientales. En Colombia 30 años después ocurre algo similar con el uso los biosólidos (lodos de depuradora) a lo ocurrido en Europa y Norteamérica. Los biosólidos se vienen disponiendo en los rellenos sanitarios como residuo o usando como sustrato de la vegetación, algunos lo han facilitado para uso agrícola.

Tanto la empresa Bogotana de Aguas administradora de la Planta de Tratamientos de Aguas Residuales del Salitre, desde su inicio, como la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá, quien la administra actualmente, así como la Secretaría Distrital de Ambiente de Bogotá vienen apoyando diferentes investigaciones con el propósito de poder tener alternativas para el uso de dicho material. A continuación se presentará el estudio de caso realizado por nuestro grupo bajo el apoyo de la Secretaría Distrital de Ambiente de Bogotá. El estudio se realizó en la cantera Soratama desde el mes de septiembre del año 2003 hasta mediados del año 2005.

Distribución de las explotaciones en el Distrito Capital

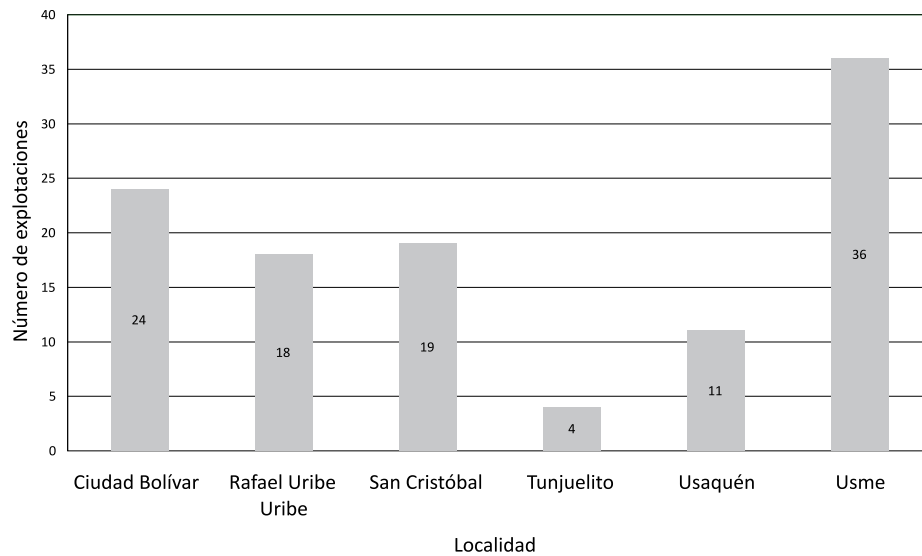


Figura 1. Número de explotaciones a cielo abierto, por localidad, al año 2002, en el Distrito Capital. Fuente: Delgado & Mejía 2002.

LA INVESTIGACIÓN CON BIOSÓLIDOS EN LA CANTERA SORATAMA

ASPECTOS GENERALES DE LA CANTERA SORATAMA (HOY AULA AMBIENTAL)

La cantera se encuentra ubicada en la localidad de Usaquén, en la calle 167 con carrera 2ª, sus coordenadas planas son 106900 E y 116000 N, su altura sobre el nivel del mar oscila entre los 2720 y 2925 m.s.n.m. y tiene un área de 5,8 ha. (Barrera 2002). El patrón climático es el mismo que el de la parte alta de la localidad de Usaquén, húmedo con moderada deficiencia de agua. La precipitación media anual es de 790 mm., la humedad relativa oscila entre el 68 y el 74 % en la época seca y entre 74 y 77% en la temporada de lluvias, la velocidad del viento, considerada como baja, es de 22m/seg. (IDCT 2004, Arias & Barrera 2007).

Los suelos no disturbados adyacentes a la cantera varían desde superficiales a profundos en los sitios mas resguardados, y van desde bien a excesivamente bien drenados, son derivados de areniscas, lutitas y arcillolitas de la cordillera oriental (Dystropepts) y de cenizas volcánicas provenientes de la cordillera Central (Dystrandeps). Los sitios cubiertos con vegetación nativa presentan una buena capa de hojarasca, seguido de un horizonte orgánico que se mineraliza con la profundidad, en algunos sitios es posible visualizar una gruesa capa de cenizas volcánicas, la textura es franco – limosa. Son suelos ácidos, con contenidos bajos de fósforo, potasio, calcio y nitrógeno, clasificados como no aptos para los cultivos por lo que su uso principal debe estar destinado a la conservación (Cortés 1976, Delgado & Mejía 2002, Sánchez *et al.* 2003, en: Guacaneme & Barrera 2007). Los sitios afectados por la extracción de materiales presentan los afloramientos de la roca (areniscas) con diferentes niveles de meteorización (roca compacta, roca fragmentada, a arena suelta).

El estado de conservación de la vegetación de la cantera es una clara consecuencia de la magnitud los disturbios a que fueron sometidos, por lo que es posible ver desde sitios desprovistos de vegetación a sitios con matorrales en buen estado de conservación. En los sitios con estados incipientes de la sucesión es posible observar especies pioneras entre nativas y exóticas, tales como: *Hypochoeris radicata*, *Anthoxanthum odoratum*, *Calamagrostis sp.*, *Cavendishia cordifolia*, *Hypericum juniperinum*, *Cortaderia nitida* y *Holcus lanatus*; en los sitios donde se llevo a cabo la acumulación de estériles y del descapote se encuentran mezclas de especies de hierbas y de leñosas entre nativas y exóticas, como: *Holcus lanatus*, *Pennisetum clandestinum*, *Hypericum juniperinum*, *Ulex europaeus*, *Hypochoeris radicata*, *Myrica parvifolia* y *Pteridium aquilinum*, entre otras; mientras que en el relicto de bosque menos disturbado todas las especies son nativas, como *Arcytophyllum nitidum*, *Viburnum tinoides*, *Miconia squamulosa*, *Cavendishia cordifolia* y *Clusia multiflora* (Arias & Barrera 2007).

En la actualidad la cantera, que era un pasivo ambiental, es un AULA AMBIENTAL en la que se conjugan diferentes elementos para la educación ambiental: 1) senderos interpretativos en el tema geológico y en el tema ecológico, 2) áreas para la

recreación pasiva y la contemplación, 3) áreas para investigación en sucesión vegetal, 4) miradores para la contemplación y el análisis de la problemática ambiental de la ciudad, y 5) áreas para la recreación activa de la comunidad del barrio Soratama.

LA EXPERIENCIA PILOTO DE RESTAURACIÓN

Esta experiencia fue montada con el propósito de evaluar el efecto de los biosólidos, como enmienda orgánica, mezclados con estériles de la cantera, en diferentes proporciones, sobre los estados tempranos de la sucesión ecológica. En este apartado se hablará del efecto de los biosólidos sobre el establecimiento de la vegetación, la fauna edáfica, y las propiedades físicas y químicas del sustrato.

MÉTODOS

Se realizó un diseño completamente aleatorizado dispuesto sobre un terreno, adecuado para de ello, de 460 m² (20 m. x 23 m.), en dicho lugar se dispusieron un total de 12 parcelas de 18 m² (4 m. x 4,5 m.), correspondientes a tres tratamientos, más el control, por cada tratamiento se tuvo un total de 3 repeticiones. Entre parcela y parcela se dejó una distancia de 1 metro con el ánimo de facilitar la toma de información. De igual manera, se construyeron zanjas entre parcela y parcela para evitar la contaminación entre ellas. Entre el área experimental y el área adyacente se dejó una distancia de dos metros para minimizar el efecto de borde al igual que una zanja perimetral para evitar el aporte de sedimentos por escorrentía superficial (Figura 2a y 2b).



Figura 2. Área experimental al inicio del experimento. Izquierda: Panorámica del área experimental. Derecha: Detalle de la adecuación de las zanjas perimetrales para evitar el aporte de sedimentos de las áreas adyacentes.

Los tratamientos fueron mezclas de estériles y biosólidos V/V en diferentes proporciones, así: 1) tratamiento 1 (T1) mezcla 8:1, 2) tratamiento 2 (T2) mezcla 4:1, 3) tratamiento 3 (T3) mezcla 2:1; y el control (C) sin ningún contenido de biosólido. Los métodos específicos desarrollados para la toma de información de vegetación, fauna edáfica y sustrato, así como los respectivos análisis de datos están claramente detallados en el volumen 12, edición especial II de Universitas Scientiarum de 2007 (Guacaneme & Barrera 2007, Granados y Barrera 2007, Ochoa & Barrera 2007).

RESULTADOS

Para el componente de la vegetación, al final del experimento se tenían registradas un total de 16 especies, pertenecientes a 16 géneros y 7 familias. Las familias más abundantes fueron Poaceae y Asteraceae cada una con 5 especies. El tratamiento (T1), que presentó la menor proporción de biosólidos fue el que presentó el mayor número de especies durante todo el muestreo, seguido del tratamiento 2 (T2) y tratamiento 3 (T3) respectivamente. Para estos primeros muestreos se registraron un total de 11 especies exóticas frente a un menor número de nativas (5 especies).

Los datos de altura muestran un constante crecimiento de las especies vegetales en los tratamientos y el control, sin embargo, las especies tuvieron una mejor respuesta en unos tratamientos que en otros. La mayoría de especies registradas, aparecieron en uno o dos tratamientos, sólo el pasto kikuyo (*Pennisetum clandestinum*), fue registrado en todos los tratamientos y el control (Tabla 1).

Tabla 1. Crecimiento en altura (cm.) de las diferentes especies a lo largo del muestreo para los diferentes tratamientos. Fuente: Ochoa y Barrera (2007).

Especie	Muestreo 1				Muestreo 2				Muestreo 3			
	C	T1	T2	T3	C	T1	T2	T3	C	T1	T2	T3
<i>Anthoxanthum odoratum</i>		3,2				36				58		
<i>Holcus lanatus</i>		5				53		8,7		106	12	62
<i>Ulex europaeus</i>			1,1	0,3			6	8			33,5	23,5
<i>Hypochoeris radicata</i>	0,2	0,3			24	39	46	66	29,6	48	53	42
<i>Pennisetum clandestinum</i>	1,6	4,2	5,8	0,8	6,4	7	18	8	6,5	11,5	39	19,8
<i>Spergula arvensis</i>		12	2,3			29	17,7			31	23	
<i>Stipa ichu</i>		4,2				40				104		

La cobertura (%) de la vegetación aumentó de manera constante a través del tiempo, tanto en los tratamientos como en el control (Tabla 2); sin embargo, el aumento no fue proporcional al incremento del biosólido. Sólo en el tercer muestreo, la cobertura fue significativamente diferente ($P < 0.05$) entre los tratamientos y el control.

Tabla 2. Incremento de la cobertura a través del tiempo para las distintas especies en cada uno de los tratamiento. Fuente: Ochoa y Barrera (2007).

Especie	Muestreo 1				Muestreo 2				Muestreo 3			
	C	T1	T2	T3	C	T1	T2	T3	C	T1	T2	T3
<i>Anthoxanthum odoratum</i>		0,01				1,98				8,25		
<i>Baccharis latifolia</i>										0,01	0,17	0,32
<i>Gamochaeta spicata</i>						0,03				0,10		
<i>Holcus lanatus</i>		0,03				10,30		0,38		21,86	0,30	2,93
<i>Hypericum juniperinum</i>					0,0003							
<i>Hypochoeris radicata</i>	0,001	0,01			0,04	1,03	0,10	2,32	0,49	3,23	0,49	5,05
<i>Muehlenbeckia tamnifolia</i>										0,03	0,58	
<i>Myrica parvifolia</i>						0,001				0,004		
<i>Pennisetum clandestinum</i>	0,001	0,04	0,43	0,002	0,01	1,08	8,94	0,78	0,07	2,38	56,70	14,41
<i>Poa annua</i>										0,46	0,39	
<i>Rumex acetosella</i>							0,01			1,55	1,27	
<i>Sonchus oleraceus</i>											0,01	0,28
<i>Spergula arvensis</i>		0,06	0,01			0,68	1,01			3,95	5,34	
<i>Stipa ichu</i>		0,001			0,0001	0,26	0,06	0,01	0,001	3,46	0,75	1,16
<i>Taraxacum officinale</i>												0,25
<i>Ulex europaeus</i>			0,003	0,001			0,01	0,02			1,30	0,68
Cobertura Total (%)	0,002	0,15	0,44	0,003	0,05	15,36	10,13	3,51	0,57	45,29	67,30	25,08

La riqueza de especies aumentó a medida que transcurrió el tiempo, la única excepción se presentó en el control, donde el número de especies descendió de 4 a 3, al final del estudio. El número de especies siempre fue mayor en el T1, seguido de T2 y T3; el C, siempre tuvo el menor número de especies (Figura 3a). El T1 fue significativamente diferente ($P < 0.05$) de los demás tratamientos y el control en el primer muestreo (M1); en el segundo muestreo (M2), sólo T1 y C fueron significativamente diferentes ($P < 0.05$), y en el tercer muestreo (M3), el C tenía diferencias altamente significativas ($P < 0.01$), respecto a los tratamientos con biosólido. La diversidad medida a través del índice de Shannon, mostró que el T1 fue el tratamiento más diverso, seguido de T3 y T2, los cuales tienen una tendencia hacia el aumento de la diversidad en el tiempo, excepto por el C, cuya tendencia es hacia la disminución de dicha variable (Figura 3b). El T1 fue significativamente diferente ($P < 0.05$) de los demás en el M1, pero en el M2 y M3, C fue el que se diferenció significativamente ($P < 0.05$) de los tratamientos con biosólido.

El índice de disimilaridad de Bray-Curtis presentó diferentes asociaciones en cada muestreo. De tal forma que después de tres meses de haber establecido las parcelas (M1), T3 y C son los que guardan una mayor semejanza entre sí (40%), seguido de T1 y T2 (23.2%), y por último T1 y T3 (2.6%) mantienen cierta similitud. Lo anterior refleja una baja similitud entre los tratamientos (Figura 4a). Después de seis meses de la aplicación de los tratamientos (M2), se evidencia que los tratamientos T1

y T3 son los más similares (23.2%), después están T1 y T2 (15.1%), y finalmente T1 y C (2.5%); sin embargo, se mantienen bajos los valores de similitud, lo cual indica que los tratamientos son muy diferentes entre sí y lo son aún más comparados con el Control (Figura 4b). Para el M3 (después de nueve meses del establecimiento de las parcelas), se obtiene un resultado interesante, puesto que los tratamientos están agrupados de forma consecutiva de mayor a menor proporción de biosólido, es decir, los tratamientos que tienen mayor cantidad de biosólido (T2 y T3) poseen la mayor similitud con un 36.4%; le siguen T2 y T1 (27.6%) que poseen un menor contenido de biosólido y por último están T1 y C (4.4%), cuya proporción de biosólido es baja y nula respectivamente (Figura 4c). A pesar de que en el último muestreo se presenta un incremento de la similitud entre los tratamientos, los porcentajes aún son bajos, lo cual indica que las diferencias entre los tratamientos persisten. De igual manera, se observa que el Control se diferencia cada vez más de los tratamientos con biosólido.

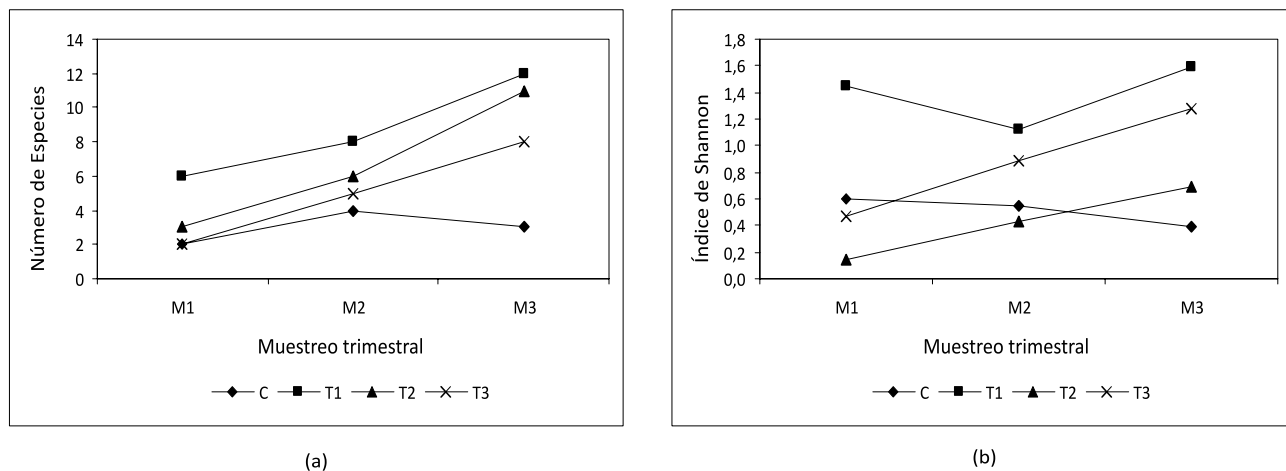


Figura 3. Comportamiento de la riqueza específica y de la diversidad (Shannon) a través del tiempo para cada uno de los tratamientos. Fuente: Ochoa y Barrera (2007).

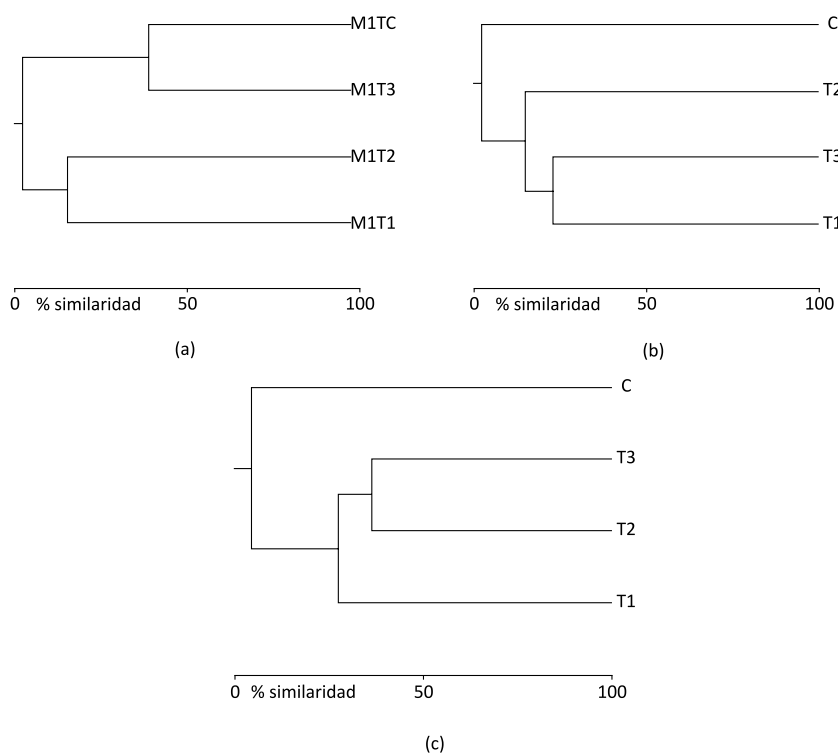


Figura 4. Disimilitud de Bray - Curtis a través del tiempo. a) a los tres meses, b) a los seis meses, y c) a los nueve meses.

El repoblamiento de la macrofauna edáfica (adultos) se empezó a dar a partir del segundo muestreo, es decir, tres meses después de la implementación del experimento y fue exclusiva de los tratamientos de mezclas de estériles y biosólidos. A lo largo de los nueve meses de seguimiento trimestral se colectaron 24 morfotipos correspondientes a 9 ordenes y 13 familias. Para los muestreos realizados a los tres y seis meses respectivamente (M1 y M2), para todos los tratamientos, la familia dominante fue Enchytraeidae, en especial en el tratamiento 3 (T3), seguida de la familia Staphylinidae. Para el muestreo realizado a los 9 meses (M3), se evidenció un aumento en el número de familias colonizadoras, en especial en el tratamiento 1 (T1), de igual manera, siguió el dominio de la familia Enchytraeidae, aunque en un menor porcentaje (Figura 5).

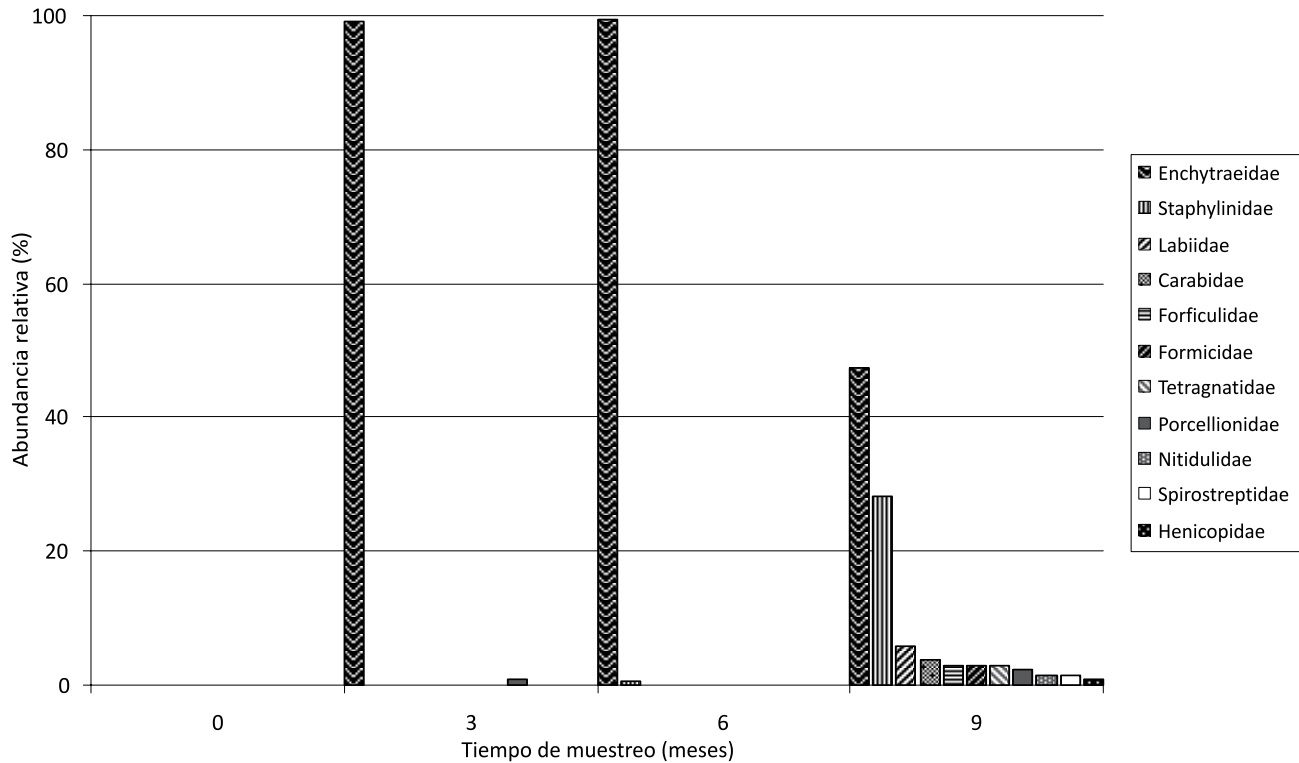


Figura 5. Comportamiento de la abundancia relativa de adultos a través del tiempo, para el tratamiento 1 (T1). Los tratamientos 2 (T2) y 3 (T3) presentaron el mismo patrón. Fuente: Granados y Barrera (2007).

En los muestreos realizados a los 3 y 6 meses respectivamente (M1 y M2), los valores de diversidad de Shannon fueron bajos para todos los tratamientos, con variaciones entre 0 - 0,063, debido a la baja abundancia de morfotipos. En el muestreo realizado a los 9 meses (M3), se evidenció un aumento en la diversidad en todos los tratamientos siendo mayor en el tratamiento 1 (T1) con 1, 805. Para el muestreo 3 (M3) se evidenciaron diferencias significativas entre los tratamientos T1 y T3 ($t = 9,538$, $gl = 249$, $P < 0,001$) y entre los tratamientos T2 y T3 ($t = 8,41$, $gl = 203$, $P < 0.01$) (Figura 6).

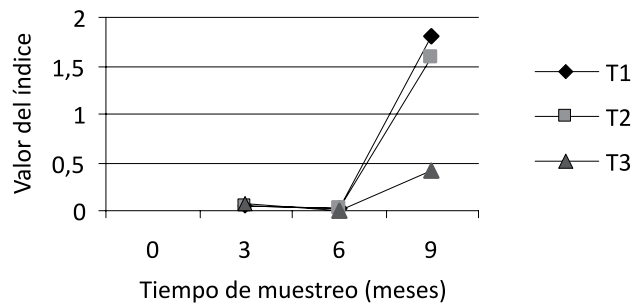


Figura 6. Variación de los valores de Shannon a través del tiempo para todos los tratamientos, excepto el control. Fuente: Granados y Barrera (2007).

Los valores de disimilaridad de Bray Curtis, evidenciaron que los tratamientos 2 y 3 fueron los más similares (35.81%), seguido por los tratamientos 1 y 2 (29.04%) y los tratamientos 1 y 3 (26.69%) (Figura 7).

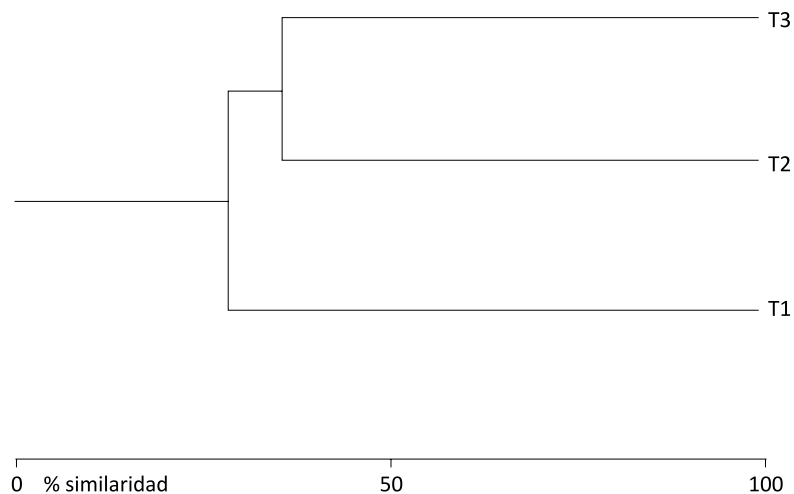


Figura 7. Dendrograma de desimilaridad de Bray - Curtis para todos los tratamientos en el muestreo 3. Fuente: Granados y Barrera (2007).

Para los estados inmaduros solo se evidenciaron morfotipos de los ordenes coleóptera y díptera y estos solo estuvieron presentes a partir de los 6 meses de seguimiento. Para el tratamiento 1 (T1) solo se colectaron individuos en el muestreo 3 (M3), para el tratamiento 2 (T2) en los muestreos 2 y 3 (M2 y M3), para el tratamiento 3 (T3) en los muestreos 2 y 3 (M2 y M3) y finalmente en el control (C) solo en el muestreo 2 (M2). Los análisis de diversidad de Shannon para los estados inmaduros solo se realizaron en el último muestreo debido a los pocos datos en los muestreos anteriores. El tratamiento 1 con ($H' = 1,48$) presentó la mayor diversidad. Los tratamientos 1 y 3 ($t = 3.831, gl = 53, P < 0.01$) y 2 y 3 ($t = 3.074, gl = 18, P < 0.01$) fueron diferentes significativamente para la diversidad de Shannon.

En el caso de los análisis físico-químicos del sustrato se registró que la aplicación de biosólidos incrementó significativa y proporcionalmente a las dosis aplicadas, los contenidos de carbono orgánico, nitrógeno y fósforo para la profundidad de 0 – 15 cm.

No obstante, que hubo pequeños cambios con el tiempo, las tendencias y diferencias se mantuvieron a lo largo de todo el experimento, de igual manera, ocurrió para la profundidad de 15 – 30 cm. (Figuras 8a, b; 9a, b y 10a, b).

Basados en las características de los suelos adyacentes no disturbados, de todos los tratamientos con biosólido el tratamiento 3 (T3), con la dosis más alta, fue el que más se acercó en términos de los valores de las variables químicas y físicas, por lo tanto hubo una mejora mayor.

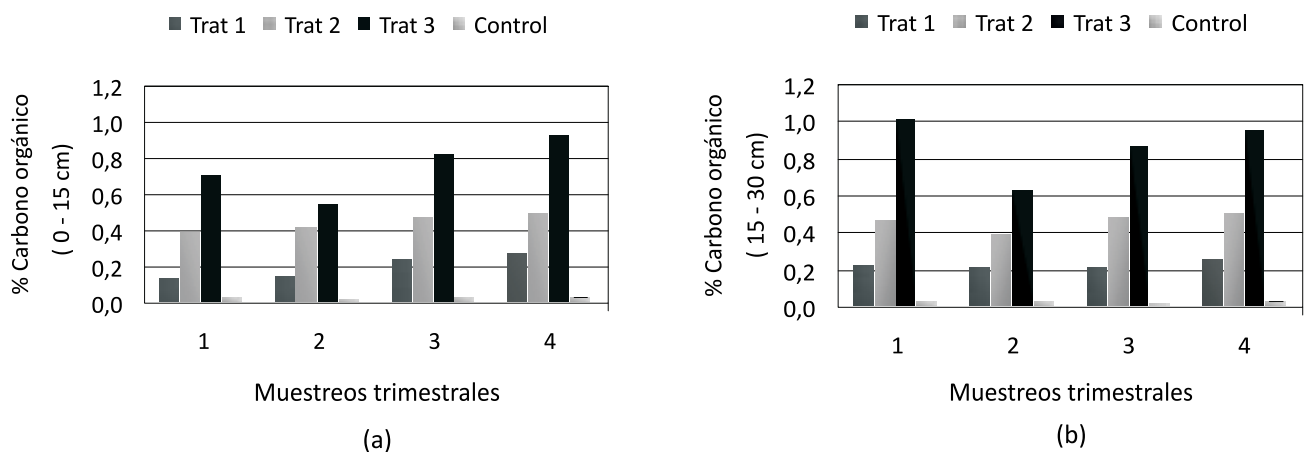


Figura 8. Comportamiento del carbono orgánico en los diferentes tratamientos y el control, a través del tiempo. a) Profundidad de 0 – 15 cm. y b) profundidad de 15 – 30 cm. Fuente: Guacaneme & Barrera (2007).

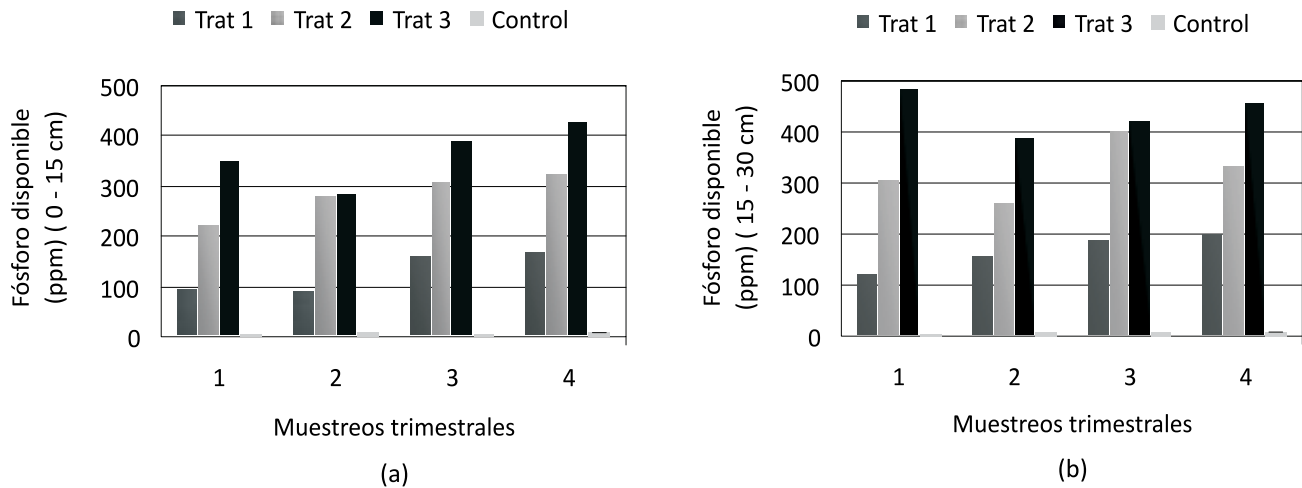


Figura 9. Comportamiento del fósforo disponible a través del tiempo, en los diferentes tratamientos y el control. a) Profundidad de 0 – 15 cm. y b) profundidad de 15 – 30 cm. Fuente: Guacaneme & Barrera (2007).

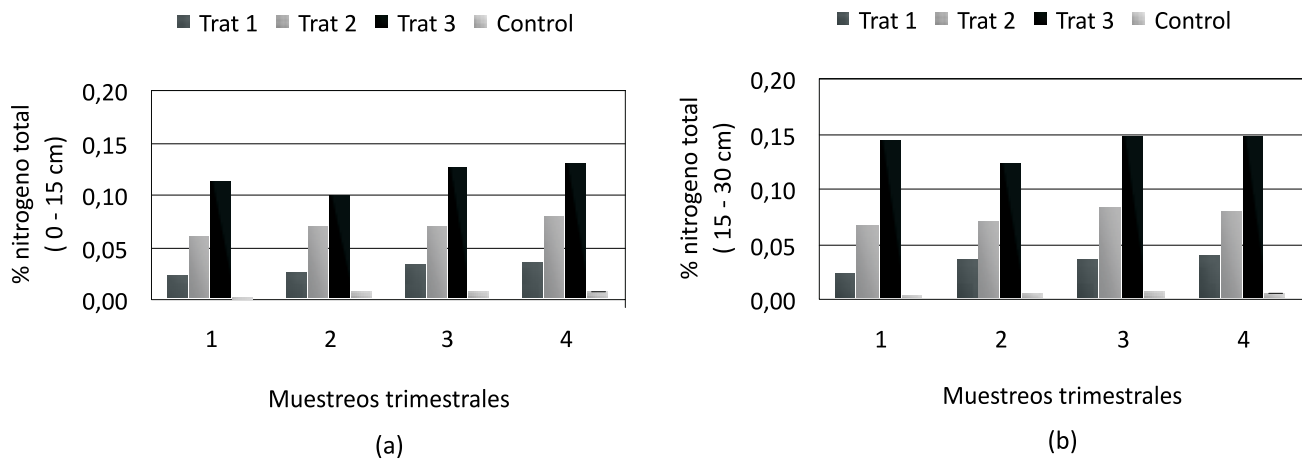


Figura 10. Comportamiento del nitrógeno total, a través del tiempo, en los diferentes tratamientos y el control. a) Profundidad de 0 – 15 cm. y b) profundidad de 15 – 30 cm. Fuente: Guacaneme y Barrera (2007).

DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos mediante los listados florísticos, evidencian que las especies encontradas tanto en las parcelas con biosólido como en las Control, fueron ruderales, lo cual concuerda con lo señalado en los estudios de Skousen y Clinger (1993) y Moreno *et al.* (2004), quienes afirman que este tipo de vegetación es común después de la aplicación de biosólidos. De igual manera, se ha podido establecer que los lugares donde existen suelos pobres en nutrientes que son sometidos a la adición de nutrientes, son fácilmente invadidos por especies exóticas (Hobbs & Huenneke 1992), como se evidenció en el presente estudio. Cabe anotar que las especies *Baccharis latifolia* y *Morella parvifolia* se establecieron en los tratamientos que contenían biosólido y no se presentaron en el tratamiento Control; esto indica que la aplicación de biosólido en pequeñas cantidades, podría favorecer el establecimiento de especies arbustivas, y por lo tanto el proceso de sucesión vegetal puede acelerarse con la aplicación de bajas cantidades de biosólido.

El porcentaje total de cobertura fue notablemente más elevado en las parcelas que presentaban algún contenido de biosólido comparadas con el Control. Lo anterior concuerda con estudios que utilizan este tipo de enmienda orgánica, la cual contribuye al mejoramiento de las condiciones del suelo (Navas *et al.* 1999, Amézquita 2002, Pérez 2002, Martínez *et al.* 2003, Pacheco & Patiño 2003, Moreno-Peñaranda *et al.* 2004). Sin embargo, el aumento de la cobertura no fue proporcional al aumento del biosólido, mostrando que el aumento estuvo más ligado al tipo de especies que a la misma cantidad de biosólido. Contrario a

lo que se pensaría, la mayoría de especies tuvo un mejor desarrollo de la cobertura en T1 y T2, y no en T3 que es el tratamiento con mayor porcentaje de biosólido. Este resultado podría deberse quizás a que en este tratamiento la salinidad fue mayor.

Los resultados muestran que las diferencias del crecimiento de las especies en altura corresponden al tipo de vegetación y su respuesta a la adición de diferentes proporciones de biosólido. Es decir, que no hay un patrón único de crecimiento, sino que cada especie responde de forma diferente a cada tratamiento. También se puede apreciar una relación estrecha entre cobertura y altura, es decir una especie que se desarrolla mejor en un tratamiento presenta un mayor crecimiento vertical y horizontal.

Las observaciones hechas a lo largo del estudio revelan una tendencia hacia el incremento de la riqueza y la diversidad de especies con el tiempo, lo cual es consistente con los estudios de sucesión vegetal (Noble & Slatyer 1980, Lepš *et al.* 2000, Guo 2004). No obstante el aumento tanto de la riqueza como de la diversidad no es proporcional al aumento del porcentaje del biosólido, de hecho los mayores valores los tiene el tratamiento T1. La riqueza de especies fue una de las variables que aumentó en el tiempo, debido a que cuando las condiciones del hábitat mejoran, incrementa el arribo de especies al lugar (Connell & Slatyer 1977, Jha & Singh 1991). Los resultados de diversidad concuerdan con la afirmación de que los suelos fertilizados tienen una disminución de la diversidad de especies (Acuña 2002, Martínez *et al.* 2003, Moreno-Peñaranda *et al.* 2004). Sin embargo, la baja diversidad obtenida en el control muestra que las condiciones del sustrato remanente de la explotación de la cantera, tampoco son favorables para el desarrollo de una comunidad vegetal diversa.

Los resultados de este estudio para los diferentes tratamientos mostraron que el repoblamiento de la macrofauna edáfica fue acelerado comparado con el control, además con el transcurso del tiempo la diversidad aumentó, lo cual está acorde con lo encontrado en otras investigaciones de sucesión y colonización de invertebrados del suelo en áreas mineras (Jansen 1997, Madden & Fox 1997, Majer & Nichols 1998). Diferencias fueron observadas entre el control y los tratamientos, debido a que en el control no se presentó colonización de ninguna especie, lo cual confirma la hipótesis que la aplicación de biosólidos estimula el repoblamiento de la macrofauna edáfica y por ende las funciones que cumplen en el ecosistema.

La diversidad en el segundo (3 meses) y tercer (6 meses) muestreo fueron bajas, con alta dominancia en todos los tratamientos, debido a la gran abundancia de la familia Enchytraeidae. Algunas investigaciones han demostrado que la aplicación de biosólidos como enmienda orgánica favorece la actividad de esta familia (Adesodum *et al.* 2005), se ha documentado que suelos con altos contenidos de materia orgánica pueden mantener poblaciones altas de Enchytraeidae (Jackson & Raw 1975, IGAC 1995, Brussaard *et al.* 1997). En cuanto a la diversidad y riqueza encontrada en los tratamientos fue inversamente proporcional a las dosis de biosólidos, es decir, la menor dosis de biosólidos presentó la mayor diversidad de especies.

En el cuarto muestreo (9 meses) la segunda familia más abundante fue Staphylinidae, especialmente en el tratamiento 1 y 2. Esta familia se caracteriza por ser buenos voladores, además, los que presentan pequeños tamaños (como las morfoespecies presentes en los tratamientos) son llevados por el viento a grandes distancias (Bohac 1999). La mayor parte de las especies de esta familia son reportadas como depredadoras de artrópodos del suelo (nematodos, ácaros, colémbolos, pequeños insectos y larvas), lo que lleva a sugerir que la colonización de estos individuos pudo ser causada por la disponibilidad de alimento, ya que se ha confirmado en otros estudios que las poblaciones de colémbolos y ácaros son incrementadas con la aplicación de biosólidos (Al-assiuty *et al.* 2000, Minor & Norton 2004). El aumento en la abundancia de la familia Staphylinidae fue acorde con los estados larvarios que se presentaron, ya que donde se encontraron más adultos (T1) fue donde hubo mayor abundancia y diversidad de estados inmaduros. Al igual que los adultos los estados inmaduros presentan los mismos hábitos alimenticios y según la literatura son relativamente comunes en el suelo y tienen gran importancia pedobiológica (IGAC 1995).

También, en este cuarto muestreo se establecen además de los Enchytraeidae otros grupos saprófagos, como la familia Porcellionidae, Labiidae y Forficulidae, estas dos últimas pueden migrar fácilmente por su capacidad de volar; además de los herbívoros como Chrysomelidae, arañas depredadoras de la familia Tetragnathidae y quilopodos de la familia Henicopidae. Aunque estas familias son epigeas se tuvieron en cuenta en las muestras de suelo; y su presencia en este muestreo se debe a que la vegetación presente puede sostener un mayor grupo de individuos, al generar un microclima adecuado y proveer alimento por el aporte de hojarasca (Larsen *et al.* 1996).

Algunas investigaciones han hallado una fuerte correlación entre la colonización de los invertebrados del suelo y la vegetación (Parmenter *et al.* 1991, Majer & Nichols 1998, Burger *et al.* 2002), resultados que coinciden con los hallados en esta investigación ya que se encontró que el tratamiento 1 que presentó mayor diversidad y riqueza de plantas, también presentó la más alta diversidad de macrofauna edáfica.

El porcentaje de carbono orgánico, en cada muestreo fue proporcional de acuerdo a las dosis aplicadas. A su vez, el carbono tendió a aumentar con el tiempo en todos los tratamientos, excepto en el T3 en los primeros 30 cm de profundidad y en los

T1 y T2 de 15 a 30 cm, durante el tercer mes. Dicho aumento fue más relevante en el sexto y noveno mes, posiblemente porque todavía se encuentra biosólido sin descomponerse y por los restos orgánicos que aporta la vegetación de tipo espontánea que allí se estableció, tal y como lo afirman algunos autores (Alcañiz 2001, García 2001). De igual manera, al inicio del experimento, se observó en todos los tratamientos con biosólidos un mayor contenido de carbono orgánico a la profundidad de 15 a 30 cm que de 0 a 15 cm, probablemente por efecto de los procesos de mineralización en la superficie y de lixiviación (Porta & López 1993).

Aunque no se presentan los datos de pH, se pudo apreciar que la adición de biosólidos generó un incremento significativo en el pH, en comparación con las parcelas control, ya que éstas últimas presentan valores de pH ácidos (4.6-5.5) en relación con los valores de ligeramente alcalinos a neutros (7.8-6.6) que contienen los tratamientos con biosólidos (Figura 2). Tal incremento es debido al aporte de carbonatos de calcio que contiene el biosólido, los cuales reducen la acidez del suelo.

Los tratamientos con biosólidos aportaron proporcionalmente a las dosis aplicadas, grandes cantidades de fósforo (> 88.3 ppm) disponibles a lo largo del tiempo, contrario a lo que sucedió en las parcelas control que contienen cantidades de fósforo muy bajas según el IGAC (< 15 ppm). Dicha disponibilidad es más evidente en el noveno mes, especialmente en el T3 (427 ppm de 0-15 cm y 454 ppm de 15-30 cm), probablemente porque el fósforo contenido en el biosólido se libera gradualmente y por la disponibilidad de fosfatos de células muertas aportadas por la vegetación y los micro y macroorganismos del suelo (Gómez *et al.* 1994, Wong *et al.* 1998). Así mismo, el pH al encontrarse entre un rango de 6.5 a 7.5, hace que la solubilidad del fósforo se de en mayor proporción (Thompson 1974).

Aunque los valores de nitrógeno total en las profundidades de 0-15 cm y de 15-30 cm, muestran diferencias significativas ($p > 0.001$), no existe a lo largo de los nueve meses de estudio una gran variación de ésta propiedad en los tratamientos con biosólidos. De igual forma, aunque los valores son bajos, según el IGAC (< 0.25 %), los tratamientos con biosólidos contienen una mayor proporción de nitrógeno en comparación con las parcelas de control (Panagopoulos & Hatzistathis 1995, Navas *et al.* 1998, Wong *et al.* 1998, Alcañiz 2001).

CONCLUSIONES

La riqueza, diversidad, altura y cobertura, aumentaron en el tiempo, tanto en los tratamientos como en el Control, pero el aumento no fue proporcional a la adición de biosólido. El tratamiento que produjo una mejor respuesta de la vegetación en términos de cobertura fue T2, que consistió en cuatro partes de estéril por una de biosólido; mientras que el T1 (ocho partes de estéril por una de biosólido), fue el que obtuvo una mayor diversidad y riqueza de especies.

Los tratamientos que generaron el mejor repoblamiento de la macrofauna edáfica fueron los tratamientos 1 y 2 (menores dosis de biosólidos), ya que presentaron la mayor diversidad de especies y menor dominancia, lo que sugiere un desarrollo y mejor restablecimiento de las funciones ecológicas de la macrofauna edáfica, al contrario de lo presentado en el tratamiento 3, que aunque presenta el mayor número de individuos, presenta la menor diversidad de especies.

El biosólido favoreció el incremento de materia orgánica, nitrógeno total, fósforo, potasio y de pH, entre otras propiedades comparados con el control, lo que puede contribuir mejor al recubrimiento vegetal y el repoblamiento de la macrofauna.

LITERATURA CITADA

- Acuña, I. S. 2002. Efecto de la aplicación de macronutrientes (N, P, K) sobre las primeras etapas sucesionales en potreros abandonados de alta montaña Tropical (Reserva Forestal de Cagua, Cundinamarca). Trabajo de grado. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá, D.C. 159 págs.
- Adesodum, J., Davidson, D. & D. Hopkins. 2005. Micromorphological evidence for changes in soil faunal activity following application of sewage sludge and biocide. *Applied Soil Ecology*. 29: 39-45.
- Al-assiuty, A. Khalil, M. & H. Abdel-Lateif. 2000. Effects of dry sludge application on soil microarthropod communities in a reclaimed desert ecosystem. *Pedobiología*. 44: 567-578.
- Alcañiz, J.M. 2001. Utilización de lodos de depuradoras urbanas en la restauración de canteras. Universidad Autónoma de Barcelona. 10 págs.

- Amézquita, C. G. 2002. Evaluación del uso de Biosólidos de la Planta El Salitre como sustrato en procesos de recuperación de suelos y revegetalización – Cantera la Fiscala. Trabajo de grado. Ingeniería Ambiental y Sanitaria. Universidad de la Salle. 85 págs.
- Bohac, J. 1999. Staphylinid beetles as bioindicators. *Agriculture Ecosystems & Environment*. 74: 357-372.
- Bradshaw, A. D. 1997. Restoration of mined lands using natural processes. *Ecological Engineering*. 8: 255 - 269.
- Brussaard, L., Behan-Pelletier, V., Bignell, D., Brown, V., Didden, W., Folgarait, P., Fragoso, C., Freckman, GVSR., Hattori's, T., Hawksworth, D. L., Klopatek, C., Lavelle, P., Molloch, D., Rusek, J., Soderstrom, B., Tiedje, J. & R. Virginia. 1997. Biodiversity and Ecosystem Functioning in Soil. *Ambio*. 26 (8): 563-570.
- Burger, J., Redak, R., Allen, E., Rotenberry, J. & M. Allen. 2002. Restoring arthropod communities in Coastal Sage Scrub. *Conservation Biology*. 17 (2): 460-467.
- Connell, J. H. & R. O. Slatyer. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *The American Naturalist* 111 (982): 1119-1144.
- Cortés, L. A. 1976. *Aptitud de uso de los suelos de la Sabana de Bogotá y sus alrededores*. Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC). Bogotá. 26 pp.
- Delgado, A. y M. Mejía. 2002. Actividades extractivas en el nuevo perímetro urbano de Bogotá. Documento interno. Departamento Técnico Administrativo del Medio Ambiente (DAMA). Bogotá. 42 p.
- García, C. 2001. Nuevos usos para el reciclado en el suelo de residuos urbanos: Biocontrol en agricultura sostenible: Recuperación de suelos degradados. I Encuentro Internacional de Gestión de Residuos orgánicos en el Ámbito Rural Mediterráneo. Departamento de Conservación de Suelos y Agua y Manejo de Residuos Orgánicos. Murcia-España. 7 págs.
- Gómez, R., Moral, J., Navarro, J., García, T. y J. Mataix. 1994. Efecto fertilizante NPK de un lodo de depuradora. I Congreso de la Sociedad Española de Agricultura Ecológica. División de Agronomía, Facultad de Ciencias, Universidad de Alicante. On line: [www. Agroecología.net/congresos/Toledo/35.pdf](http://www.Agroecología.net/congresos/Toledo/35.pdf). 6 p.
- Granados, H. A. y CJL. Barrera. 2007. Efecto de la aplicación de biosólidos sobre el repoblamiento de la macrofauna edáfica en la cantera Soratama, Bogotá D. C. *Universitas Scientiarum*. Edición especial II. 12: 73 - 84.
- Guacaneme, S. y CJL. Barrera. 2007. Efecto de la aplicación de biosólidos, como enmienda orgánica, en la recuperación de un suelo disturbado por actividad extractiva en la cantera Soratama, Localidad de Usaquén, Bogotá. *Universitas Scientiarum*. Edición especial II. 12: 85 - 98.
- Guo, Q. 2004. Slow recovery in desert perennial vegetation following prolonged human disturbance. *Journal of Vegetation Science* 15: 757-762.
- Hobbs, R. J. & L. F. Huenneke. 1992. Disturbance, Diversity, and Invasion: Implications for Conservation. *Conservation Biology* 6(3): 324-337.
- Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC). Subdirección Agrologica. 1995. Suelos de Colombia. Bogotá. Colombia. Pp: 622.
- Jackson, R. & F. Raw. 1975. Life in the soil. The Camelot Press. London. Pp: 59
- Jansen, A. 1997. Terrestrial invertebrate community structure as an indicator of the success of a tropical rainforest restoration project. *Restoration Ecology*. 5(2): 115-124.
- Jha, A. K. & J. S. Singh. 1991. Spoil characteristics and vegetation development of an age series of miner spoils in a dry tropical environment. *Vegetatio* 97: 63-76.
- Larsen, K., Purrington, F., Brewer, S., & D. Taylor. 1996. Influence of sewage sludge on the ground beetle (Coleoptera: Carabidae) fauna of an old – field community. *Environmental Entomology*. 25 (2): 452-459.
- Lepš, J., Michálek, J., Rauch, O. & P. Uhlík. 2000. Early succession on plots with the upper soil horizon removed. *Journal of Vegetation Science* 11: 259-264.

- Madden, K. & B. Fox. 1997. Arthropods as indicators of the effects of flouride pollution on the succession following sand mining. *The Journal of Applied Ecology*. 34 (5): 1239-1256.
- Majer, J. & G. Nichols. 1998. Long-term recolonization patterns of ants in Western Australian rehabilitated bauxite mines with reference to their use as indicators of restoration success. *Journal of Applied Ecology*. 35: 161-182.
- Martínez, F., Cuevas, G., Calvo, R. & I. Walter. 2003. Biowaste effects and native plants in a semiarid ecosystem. *Journal Environmental Quality* 32: 472-479.
- Minor, M. & R. Norton. 2004. Effects of soil amendments on assemblages of soil mites (Acari: Oribatida, Mesostigmata) in short – rotation willow plantings in central New York. *Canadian Journal for Research*. 34: 1417 –1425.
- Moreno-Peñaranda, R., Lloret, F., Alcañiz, J. M. 2004. Effects of sewage sludge on plant community composition in Restored Limestone Quarries. *Restoration Ecology* 12(2) 290-296.
- Navas, A., Bermudez, F. & J. Machin. 1998. Influence of sewage sludge application on physical and chemical propierties of Gypsisols. Departamento de Edafología. Estación Experimental de Aula Dei. Zaragoza. España, *Geoderma* 87: 123-135.
- Navas, A., Machín, J. & B. Navas. 1999. Use of biosolids to restore the natural vegetation cover on degraded soils in the badlands of Zaragoza (NE Spain). *Bioresource Technology* 69: 199-205.
- Noble, I. O. & R. O. Slatyer. 1980. The use of vital attributes to predict successional changes in plant communities subject to recurrent disturbances. *Vegetatio* 43: 5-21.
- Ochoa, A. C. y J. I. Barrera C. 2007. Efecto de la aplicación de biosólidos sobre el desarrollo de la vegetación en las primeras etapas sucesionales, en la cantera Soratama, Localidad de Usaquén, Bogotá. *Universitas Scientiarum*, edición especial II. 12: 57 - 72
- Pacheco, L. F. y M. Patiño. 2003. Evaluación de la aplicación de biosólidos producidos en la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales el Salitre en la Revegetación del Relleno Sanitario Doña Juana. Tesis de grado. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá, D. C. 113 p.
- Panagopoulos, T. & A. Hatzistathis. 1995. The role of forest topsoil and sewage sludge in reclamation of strip-mined land in Ptolemaida, Greece.
- Parmenter, R. & J. MacMahon. 1987. Early successional patterns of arthropod recolonization on reclaimed strip mines in Southwestern Wyoming: the ground-dwelling beetle fauna (Coleoptera). *Environmental Entomology*. 16 (1): 168-177.
- Pérez, M. 2002. Evaluación del potencial de biosólidos procedentes del tratamiento de aguas residuales en el desarrollo, crecimiento y producción del cultivo de rábano rojo *Raphanus sativus*. Tesis de grado. Pontificia Universidad Javeriana.
- Porta, J. & M. López. 1993. Edafología para la agricultura y el medio ambiente. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid-España. 849 págs.
- Sánchez, J. P., Moreno, O. & J. Gamba. 2003. Caracterización de la vegetación y suelos en la cantera Soratama – Usaquén. Departamento Técnico Administrativo del Medio Ambiente (DAMA). Documento interno. Bogotá. 202 p.
- Skousen, J. & C. Clinger. 1993. Sewage sludge land application program in West Virginia. *Journal of Soil and Water Conservation* 48(2): 145-151.
- Thompson, L. 1974. El suelo y su fertilidad, 3ra ed. Nueva York, 407 págs.
- Wong, J., Lai, K., Fang, M. & K. Ma. 1998. Effect of sewage sludge amendment on soil microbial activity and nutrient mineralization. *Environment International*, Hong Kong, Baptist University. 24: 935-943.

7. ESTRATEGIAS DE RESTAURACIÓN DE ECOSISTEMAS DE MANGLAR EN MÉXICO

Autores: Agraz Hernández, C. Ph D¹, J. Osti Sáenz Tec.¹, C. García Zaragoza Biol.¹, C. Chan Keb IQ²

¹Universidad Autónoma de Campeche. Centro de Ecología, Pesquerías y Oceanografía del Golfo de México

²Benemérita Universidad Autónoma de Puebla

Expositor: Claudia Maricusa Agraz Hernández, Ph D.

Au. Agustín Melgar s/n entre Juan de la Barrera y Calle 20. Col. Buenavista. C.P. 24039.

San Francisco de Campeche, Campeche. México

Teléfono: 52(981)8119800 Ext.62309

hipocotilo@gmail.com

RESUMEN

Para los manglares de México existen pocas evidencias de pasos efectivos para frenar los impactos en estos ecosistemas por las diversas actividades antrópicas que actúan de manera directa sobre ellos o en su cuenca. Atribuidos principalmente a la falta de coordinación entre las agencias involucradas en el manejo del recurso costero, autorizaciones de construcción en zonas costeras y concesiones para su usufructo, además de la inadecuada aplicación de las leyes en la materia. Estimándose una pérdida de la cobertura del manglar en el país del 14% (del año 1993 al 2000). Es por ello que, en la Laguna de Términos, Campeche, México, se efectuó durante 3 años, un programa de restauración con mangle, principalmente a través de reforestación y rehabilitación hidrológica. Considerando variables como la distribución del bosque, hidroperiodo, intervalos de tolerancia a la salinidad y microtopográficos en plántulas de *Avicennia germinans*. Así como, la disponibilidad de agua dulce y nutrientes, características del oleaje, química del sedimento y la detección y mitigación de factores de estrés. Para ello, se instalaron 6 colectores de agua intersticial en parcelas de 60 x 577 m en un total de 24.5 hectáreas en una isla de mangle muerto. Esto con la finalidad de monitorear los parámetros químicos, antes (año 2005) y después (año 2006) de la restauración hidrológica. Esta restauración se efectuó mediante la construcción de un canal principal con dimensiones de 2.0 m de ancho x 1.5 m de profundidad x 1000 m de largo, conectado este con 5.8 km de canales secundarios, con dimensiones de 1 m. de ancho x 1 m de profundidad. Un año posterior a la restauración hidrológica, se plantaron 108.878 plántulas de *A. germinans* producidas en vivero con productos biorracionales, fertilizantes foliares, biofungicida y endomicorriza.

Actualmente se ha recuperado la dinámica hidrológica del área de estudio. A tres años de haberse realizado la reforestación, la supervivencia de las plántulas es del 90% o superior, con un crecimiento promedio en altura de 51.3 ± 11.1 cm. Siendo relevante destacar que este programa igualmente está contribuyendo a la recuperación del hábitat de especies endémicas y migratorias.

La validación estadística en el éxito del programa de restauración se efectuó con base a la comparación entre el antes y después de la restauración hidrológica, ratificadas las diferencias significativas entre estos mediante una MANOVA con respecto a sus nutrientes, salinidad, pH, redox y temperatura del agua intersticial, bajo los criterios de Wilks', Lawley Hotelling, Pillai's con una $p < 0.05$. Al aplicar un análisis multifactorial clásico con estas variables, se demostró que las de mayor importancia fueron los nitritos, amonio y redox, cambiando las condiciones de anaeróbicas a aeróbicas, expresado en tres factores: $F1 = 0.822 (PO_4^{-3}) - 0.923 (pH) + 0.824 (redox)$; $F2 = 0.559 (NO_3^-) - 0.786 (NH_4^+) - 0.941 (temperatura)$; $F3 = 0.810 (NO_2^-) - 0.724 (SO_4^{=}) + 0.788 (salinidad)$. Asimismo, al aplicar un análisis de discriminantes entre variables químicas del agua intersticial de un bosque de *A. germinans* conservado tipo borde y las parcelas reforestadas, se estableció una probabilidad > 0.61 para que en un futuro las áreas reforestadas alcancen atributos estructurales similares al bosque conservado.

INTRODUCCIÓN

Los manglares son uno de los ecosistemas más productivos de la biosfera y cubren diferentes funciones ecológicas de importancia económica y social donde se destaca su papel como hábitat de apoyo a pesquerías y conservación de la biodiversidad. Se estima una pérdida anual de aproximadamente 800 Kg de camarones y pescados de valor comercial por cada hectárea de manglar destruido. En términos económicos y ecológicos, la ONU calcula un valor de \$250.000 dólares la hectárea de manglar en condiciones ambientales apropiadas.

Uno de los principales factores que afecta el manglar es el incremento de su conversión en usos alternativos como es el caso de las granjas camaroneras de alta rentabilidad, establecimientos de industrias como salinas, instalación u operación de termoeléctricas, asentamientos urbanos, extracción de petróleo, etc.

Los manglares de México presentan una rápida transformación hacia ecosistemas de baja productividad y biodiversidad, presentándose en los últimos veinte años un índice en la tasa de deforestación de manglar de un 14% (del año 1993 al 2000). Se conoce que durante el periodo de 1966 a 1991, el litoral del Golfo de México presentó el mayor porcentaje de deforestación (12.68%) con respecto al litoral Pacífico (9.3%). Dentro de los estados que comprenden el litoral del Golfo de México, el estado de Campeche exhibe 196.552 ha de manglar, considerándose el primer estado más importante en cuanto a extensión de estos ecosistemas; donde no solo por su extensión en cobertura vegetal son importantes a nivel nacional, si no porque mantienen una alta productividad, expresándose indirectamente en “producción pesquera-carbón-tinte-madera, entre otros. A pesar de ello, este Estado presentó pérdidas durante el periodo de 1993 al 2000 de aproximadamente el 29%; y en específico el sistema lagunar estuarino Laguna de Términos ha perdido el 20% de sus manglares. Las causas del deterioro se atribuyen principalmente a los asentamientos humanos, descargas de aguas urbanas, construcción de carreteras, extracción del petróleo e instalación de infraestructura de comunicación y electricidad.

Las técnicas silvícolas tales como la regeneración, reforestación y forestación de los ecosistemas de manglar pueden estar consideradas como una alternativa para mitigar el impacto de las actividades antropogénicas sobre estos ecosistemas (Hamilton & Snedaker 1984). Los programas de restauración con manglares se han realizado en diversas regiones tropicales, principalmente de países asiáticos para el mejoramiento del hábitat como apoyo a las pesquerías, como fuente de alimento ganadero, y barrera contra huracanes, inundaciones, etc.

En los países árabes se tienen programas de reforestación con manglares para el uso de la hojarasca como alimento de cabras y camellos. El cuerpo de ingenieros de E.U. en Texas recomienda la conservación de los humedales por considerarlos como los sistemas más eficientes de protección contra inundaciones. En Bangladesh se reforestaron con éxito 25.000 ha de manglar para utilizar el bosque como barrera contra tifones ya que estos causaron la muerte de más de 70.000 personas en 1971 debido a la conversión paulatina de zonas de manglar en arrozales (Fosberg 1971).

Un programa de restauración requiere de una cuidadosa plantación que implique un conocimiento en detalle de los espacios disponibles de zonas de mareas, estudios hidrológicos del sistema acuático adyacente, patrón e intensidad de oleaje, características químicas del agua intersticial y de los sedimentos; así como de la presencia o ausencia de contaminantes en agua y sedimento. En particular, dentro de la zona de mareas, delimitar las áreas de inundación nictímeral durante mareas muertas, mareas vivas y durante la época de las mareas más altas, resulta de suma importancia debido a que, dependiendo de la frecuencia de inundación será la especie de manglar por establecer. Así mismo, la distribución de los manglares responde a la composición de los sedimentos finos (limos y arcillas) y estos a su vez son reguladores del patrón de circulación de las corrientes dentro del sistema, siendo necesario su conocimiento. La química del sedimento, en particular la salinidad y la presencia de suelos reducidos (sulfuros) son factores determinantes en la posibilidad de éxito de las colonizaciones, de la tasa de crecimiento y del nivel de desarrollo forestal del manglar. Otro factor limitante en el crecimiento de los manglares es la presencia de ciertos contaminantes, en particular, hidrocarburos y herbicidas.

Además de las consideraciones mencionadas anteriormente, los programas de restauración con manglares a su vez basan su éxito en la utilización de áreas de acopio temporales (viveros de halófilas), debido a que las plántulas provenientes de estos sitios resultan ser más resistentes al efecto de extracción y trasplante; o bien a que utilizan durante la reforestación, plántulas o propágulos con una etapa de desarrollo menos crítica. Asimismo, la restauración desde su perspectiva técnica, provee herramientas útiles para enfrentar varios problemas de conservación, tales como: los efectos de borde y fragmentación, la generación de bancos genéticos *ex situ*, la conservación integrada y el desarrollo sustentable (Young 2000). Por lo tanto, la implementación de restauración hidrológica del ecosistema es la mejor opción para retornar las condiciones fisicoquímicas más cercanas a las originales (Agraz Hernández *et al.*, *en prensa*). Ya que con ello, se estimula a su vez la reforestación natural y retorna los usos y beneficios a mediano y largo plazo a la sociedad que depende de los ecosistemas de manglar del Área de Protección de Flora y Fauna Laguna de Términos (APFFLT); así como la biodiversidad del ecosistema.

Es por ello, que en la Laguna de Términos, Campeche, México, se efectuó durante 3 años, un programa de restauración con mangle, principalmente a través de la rehabilitación hidrológica (del 2005 al 2006 en un área total de 24.5 ha) y la reforestación, bajo cinco grandes rubros: **1)** Detección, evaluación y preparación de las áreas susceptibles a reforestar en una zona de 24.5 ha; **2)** Selección, acondicionamiento y concentración de propágulos en una área de acopio temporal, con capacidad de 180.000 plántulas, en aproximadamente 1000 m², **3)** Rehabilitación hidrológica de 24.5 ha; **4)** Reforestación con plántulas de *Avicennia germinans* provenientes de vivero y **5)** Mantenimiento, seguimiento y evaluación del programa de restauración.

ÁREA DE ESTUDIO

El Área de Protección de Flora y Fauna Laguna de Términos, Campeche, México (APFFLT) se encuentra en el litoral sur del Golfo de México entre los paralelos 18° 23' y 18° 52' Norte y los meridianos 91° 10' y 91° 52' Oeste. Está comunicada al noroeste con las lagunas Aguada y Sabancuy y al suroeste con las lagunas Carlos, Pom y Atasta. Hacia su margen continental hay tres estuarios llamados localmente lagunas del Este, Balchacah y Panlau, donde desembocan los ríos Palizada, Chumpán y Candelaria, respectivamente. El APFFLT tiene una superficie de aproximadamente 1400 km² (De la Lanza *et al.* 1991). El área restaurada se encuentra en la parte medio oeste del sotavento de la Isla del Carmen. Formando una franja más o menos paralela a la isla, en la zona ubicada en las coordenadas 18° 42' 37.82" N y 91° 36' 52.84" (área de restauración), 18° 42' 28.29" N y 91° 38' 22.78" O (zona de colecta de propágulos y bosque de referencia de *Avicennia germinans*) y 18° 46' 53.61" N y 91° 29' 30.81" O (vivero de mangle. Figura 1).

La vegetación circundante está integrada principalmente por cuatro especies de manglar: *Rhizophora mangle* L. (mangle rojo), *Avicennia germinans* (L.) L. (mangle negro), *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn. F. (mangle blanco) y *Conocarpus erectus* L. (mangle botoncillo). Donde los árboles de *Rhizophora mangle* en las zonas de Atasta, Río San Pedro, la desembocadura del Río Grijalva y Sontecomapan, alcanzan 30 metros o más. En la parte norte de la Bahía, los árboles de *Avicennia germinans* alcanzan hasta 15 m.

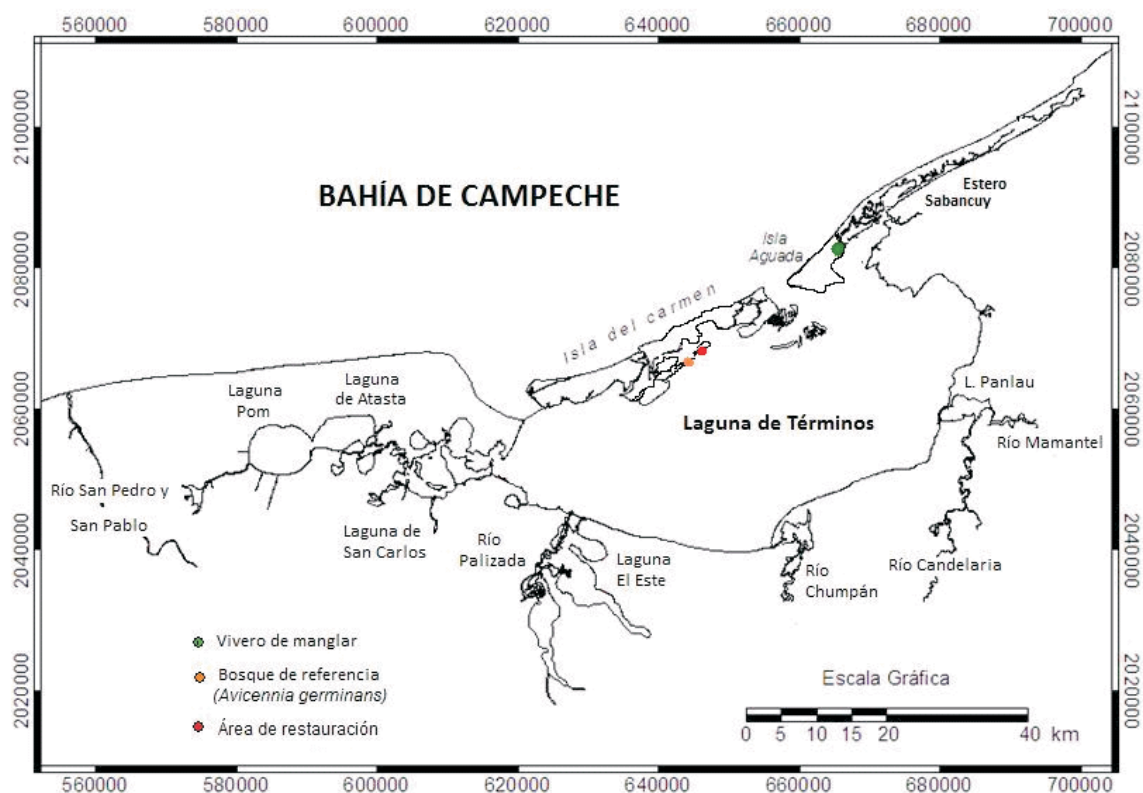


Figura 1. Bosques monoespecíficos de *A. germinans* para la colecta de propágulos y de referencia para los parámetros químicos y biológicos. Área de Rehabilitación hidrológica y reforestación con plántulas de *A. germinans* producidas en vivero.

MATERIALES Y MÉTODOS

SELECCIÓN DEL BOSQUE A RESTAURAR Y BOSQUE DE REFERENCIA

SELECCIÓN DEL BOSQUE A RESTAURAR

A partir del banco de imágenes del Centro de Ecologías, Pesquerías y Oceanografía del Golfo de México-UAC (EPOMEX. En un periodo de 17 años), se detectó el área de un bosque muerto susceptible a restaurar, considerándose durante esta explo-

ración el grado de influencia/disponibilidad del agua dulce, asentamientos o actividades humanas, sistemas acuáticos e hidrología, u otras unidades ambientales que se interrelacionaran con las éstas áreas; con la finalidad de asegurar la permanencia de la plantación a largo plazo.

SELECCIÓN DEL BOSQUE DE REFERENCIA

El bosque de referencia fue seleccionado con base a las características químicas del agua intersticial y a su grado de conservación, cuando se realizó la prospección en campo del área susceptible a restaurar. Esto con el fin de efectuar una comparación entre los parámetros fisicoquímicos y biológicos con el área a restaurar.

DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

DISTRIBUCIÓN ESPACIAL Y TIPOS FISONÓMICOS EN UNA COMUNIDAD DE MANGLE

Para efectuar el programa de restauración, se llevó a cabo el monitoreo de una comunidad de mangle conservado adyacente al bosque de mangle muerto a restaurar. Para dicho fin se analizó la distribución espacial y tipos fisonómicos a lo largo de un perfil de vegetación. Así como, sus parámetros físicos, químicos y biológicos (diagnóstico ambiental), para utilizar dicha información como herramienta comparativa entre el bosque impactado y el de referencia, y con ello establecer la especie y los cambios ambientales antes y después de la rehabilitación hidrológica.

ESTRUCTURA FORESTAL DEL BOSQUE

La estructura forestal se efectuó en el bosque de referencia utilizando el método de cuadrantes por punto central (*point centered quarter method*) descrito por Cottam y Curtis, (1958). En el caso del área a restaurar se determinó la estructura forestal a partir de los árboles muertos mediante el método de cuadrantes de 90 m² en 10 puntos; los cuales fueron distribuidos aleatoriamente en el bosque a muestrear. En cada cuadrante se contabilizó el número de árboles, para determinar la densidad del bosque y el área basal a partir del diámetro del tronco. Los cálculos se efectuaron para estos parámetros con base a la metodología de punto central. Esto con la finalidad de establecer el tipo fisonómico del manglar muerto y con ello definir la densidad a reforestar.

MICROTOPOGRAFÍA DE LOS BOSQUES DE MANGLAR

La distribución microtopográfica en un bosque de manglar determina la zonación de las especies a lo largo de la franja del bosque, debido a que esta presenta una estrecha relación con el hidropereodo, las características químicas del agua superficial, en la turba de manglar y del agua intersticial y con ello el establecimiento de la especie de mangle y su límite de distribución.

Las 24.5 ha a restaurar se dividieron en 13 parcelas de 60 x 577 m., para tener mayor precisión del comportamiento en los niveles microtopográficos y de los parámetros químicos del agua intersticial; e incrementar el éxito del programa de restauración. Así mismo, se determinó el microrelieve en el bosque de referencia para establecer el intervalo de distribución de las especies y con ello seleccionar la especie área reforestar. Esta determinación se hizo con base a Agraz-Hernández (1999); para ello, se efectuó la primera medición a 5 m de la orilla del cuerpo de agua, clavando un estadal de madera (1.50 m de altura) y marcando el nivel del agua (con plumones indelebles). Posteriormente se midió con un flexómetro, la distancia del suelo a la marca, y se clavó otro estadal al inicio del bosque midiendo la distancia entre estadales y corriendo el nivel (a través del menisco de agua en una manguera de nivel por efecto de la gravedad) e identificado las especies de manglar (árboles y plántulas). La siguiente medición se realizó estableciendo el tercero estadal a 10 metros del anterior, corriendo nuevamente la manguera con agua hasta el cuarto estadal. Se midió del suelo a la nueva marca así sucesivamente hasta terminar el perfil.

PARÁMETROS QUÍMICOS DEL AGUA INTERSTICIAL EN EL BOSQUE DE REFERENCIA Y ÁREA A RESTAURAR

El agua intersticial se obtuvo mediante la instalación de piezómetros contruidos con tubos de cloruro de polivinilo (PVC) de 4" de diámetro y 1.5 m de altura. En el bosque de referencia se instalaron dos tubos por cada franja definida en el análisis de la estructura forestal. En el caso del área de manglar muerto por restaurar, se colocaron por parcela 6 tubos (con un total de 102). Cada tubo se enterró a una profundidad de 50 cm del suelo, con orificios de 1 cm de diámetro en 30 cm de la parte

inferior del tubo para monitorear el agua intersticial donde se localizó la mayor biomasa de raíz. Los tubos se instalaron a lo largo de un perfil perpendicular a la orilla del agua, con el fin de identificar la penetración de la marea, aporte de agua dulce y la entrada y dirección del agua intersticial. Los tubos se mantuvieron tapados para evitar efectos de dilución por lluvia y alterar el valor de pH, redox y la concentración de la salinidad y nutrientes. La colecta de la muestra dentro de los tubos se efectuó mensual durante dos años (antes y posterior a la rehabilitación hidrológica). Estas determinaciones se llevaron a cabo mediante un sensor de pH y redox con un YSI 100 y un refractómetro de salinidad marca A&O, con un ámbito de valores de 0 a 100 ups (unidad equivalente a partes por mil).

Con respecto al análisis de los nutrientes (Nitritos, nitratos, amonio y fosfatos), el agua intersticial se extrajo de los tubos de PVC a través de una bomba de mano a un frasco de plástico de 50 ml de boca angosta (colectándose dos frascos en total: uno para nitritos, nitratos y fosfatos y otro para amonio). En el caso del frasco de amonio, se le agregó una gota de fenol como conservador. Las muestras se conservaron en hielo durante el trabajo de campo y una vez en el laboratorio se congelaron a menos 4 °C (no más de tres meses).

El análisis de las muestras se realizó tomando alícuotas de 5ml con 3 réplicas para cada nutriente. En el caso del amonio (NH_4^+) se aplicó el método descrito por Grasshoff y Johanssen (1973) y Koroleff (1983). En el caso específico para la determinación de los nitritos (NO_2^-), se aplicaron los métodos de Bendschneider y Robinson (1952) y Grasshoff, 1983. Para la determinación de nitratos (NO_3^-), el método utilizado fue el Grasshoff (1983), aplicable a aguas oceánicas y es ampliamente libre de interferencias costeras y oceánicas. Los fosfatos inorgánicos (PO_4^{3-}) se analizaron por el método colorimétrico de Murphy y Riley (1962).

Una vez obtenida la absorbencia de cada muestra, se elaboró una base de datos a través de una hoja de cálculo. La concentración de cada nutriente se determinó restándole a la absorbencia, el valor de la intersección obtenida de la curva de calibración. Este valor es dividido entre el valor de la pendiente de dicha curva, obteniendo así la concentración en $\mu\text{mol/l}$. Posteriormente, este valor se multiplicó por el peso molecular de cada nutriente y finalmente se dividió entre mil para obtener la concentración en unidades de $\mu\text{g/l}$.

RESTAURACIÓN DEL ECOSISTEMA DE MANGLAR IMPACTADO

MANEJO DEL ÁREA A RESTAURAR

En áreas sujetas a algún tipo de estrés o algún grado de tensión, es necesario para el éxito del programa de restauración, detectar las causas u orígenes de dichas tensiones y eliminarlas en la medida de lo posible. Es por ello que una vez seleccionada el área a restaurar, se efectuó una prospección puntual en campo. Se midió la estructura forestal (en los troncos) para establecer el tipo fisonómico del bosque en el área impactada, el nivel microtopográfico y los parámetros químicos del agua intersticial en cada parcela del área a restaurar (como se describió anteriormente). Así como, el registro de indicadores cualitativos, tales como acumulación de material alóctono al bosque impactado.

CONSTRUCCIÓN DE CANALES PARA LA RESTAURACIÓN HIDROLÓGICA

Con base al análisis de la salinidad, nutrientes, pH y potencial redox del agua intersticial, la frecuencia y amplitud de mareas, el tiempo de residencia del agua y considerando la velocidad e intensidad del viento, así como la intensidad de las corrientes en las diferentes épocas del año, se elaboraron estrategias de restauración hidrológica: tipo y número de canales, ubicación y dimensiones. Los canales se construyeron mediante la técnica de espigas de pescado o diques (Agraz Hernández *et al.* 2007). La restauración se realizó en los meses de estiaje, cuando las áreas de manglar son menos afectadas por las mareas, aportes y escorrentías de agua dulce. Para que durante la época de lluvias, esta penetrase entre las parcelas y se efectúe el efecto de lavado, incrementado con ello el potencial redox y disminuyendo la salinidad y el tiempo de residencia del agua. Así mismo, es relevante mencionar que esto se llevó a cabo de manera manual, a través de horas de jornal.

LIMPIEZA DE LAS PARCELAS Y ESPECIES OPORTUNISTAS

Una vez terminados los canales artificiales, se limpiaron las parcelas (eliminando la madera de los árboles muertos y halófitas). La madera muerta fue utilizada para incrementar el nivel microtopográfico en las parcelas y darle el nivel a las plántulas similar a los perfiles de vegetación que se monitorearon como parte del proyecto, una referencia y bosques semilleros o bien para darle a cada plántula un soporte y evitar la remoción por efectos de la marea.

VIVERO DE MANGLE

El establecer viveros de mangle surge de la necesidad de producir plántulas con características homogéneas de vigor y salud. Es por ello que se construyó un vivero de 1000 m², con capacidad de producción de 180.000 plántulas. El vivero se construyó con materiales locales, con la finalidad de reducir el costo y cercano a la población de Isla Aguada, Cd. del Carmen, Campeche, México con la finalidad de contar con agua y electricidad. Se construyeron 53 mesas de 1.05 m de ancho por 6 m de largo y 0.7 m de alto, de madera para soportar las charolas. Esto para disminuir la evapotranspiración en las primera fases de vida de los propágulos en el vivero; se colocó una malla sombra de 50% luz a 1.8 m de altura durante el primer mes. Por otra parte, se instaló tela de mosquitero a los costados del vivero para evitar la entrada de plagas. El sistema de riego en el vivero transitorio fue de tipo microaspersión dispuesto al centro de las mesas para cubrir la totalidad de las plántulas, alimentado por un pozo de agua dulce y distribuido por una bomba de 1.5 hp. El riego se realizó dos veces por día y las plántulas permanecieron en el vivero 4 meses.

COLECTA DE PROPÁGULOS

Se analizó la base de datos fenológicos del Laboratorio de Humedales costeros con especialidad en manglares (EPOMEX-UAC) correspondientes a diversos bosques de manglar del estado de Campeche durante el año 2004 para detectar la mejor época de colecta de propágulos y así, tener disponible el número suficiente de éstos; principalmente los de la especie que requiere el programa de reforestación. La colecta se llevó a cabo al norte del Área de Protección de Flora y Fauna Laguna de Términos, Campeche, en el bosque monoespecífico de *A. germinans*, seleccionado con base a los resultados obtenidos en el diagnóstico ambiental, efectuándose ésta en la época de mayor producción, menor salinidad y mayor potencial redox (propágulos sin estrés), reduciendo con ello alguna alteración o desventaja diferenciada en los patrones de crecimiento y desarrollo de los propágulos/plántulas. Se colectaron solo propágulos maduros, trepándose a los árboles y moviendo las ramas, esto para no cortar propágulos verdes y alterar la reforestación natural. Posteriormente se seleccionaron los propágulos eliminando aquellos que presentaron alguna deformación, maltrato o ataques por insectos (y por tanto alguna modificación o alteración metabólica).

El número total de propágulos de *A. germinans* colectados para el plan de reforestación en las 24.5 ha fue de 120.000, con una merma del 10% por ataque de plagas y hongos en los propágulos.

PREPARACIÓN DE LOS CONTENEDORES, SIEMBRA Y MANTENIMIENTO DE PROPÁGULOS

Una vez seleccionados los propágulos, estos se sembraron en charolas de polietileno virgen, de color negro humo, para que el sistema radicular no sea afectado por los rayos solares. Cada charola contenía 54 propágulos/plántulas, en dimensiones de 50 cm de largo x 30 cm de ancho y de un volumen por cavidad de 230 ml, con guías internas, las cuales sirven para dirigir el sistema radicular hacia abajo. En total se utilizaron 2016 charolas. El sedimento para la siembra se preparó con base a Agraz Hernández *et al.* (2007); el cual fue compuesto de peat moss, agrolita, vermiculita, fertilizantes de lenta liberación multicote, biofungicida tricoderma y endomicorriza. Una vez sembrados los propágulos en las charolas, estos fueron fertilizados cada tres días en su fase de propágulos y cada seis ya como plántulas con fertilizante foliar 12-16-12. Durante los primeros tres meses se regó con agua dulce para el acondicionamiento de las plántulas y al tercer mes se realizó la aspersión con agua estuarina, incrementando la salinidad paulatinamente hasta llegar a la salinidad registrada en las parcelas posterior a la rehabilitación y estabilización de los parámetros ambientales. Con objetivo de establecer el éxito de la calidad y producción de plántulas en el vivero se determinó el crecimiento y la mortalidad, con una frecuencia quincenal.

REFORESTACIÓN DEL ÁREA A REHABILITAR

Las plántulas ya adaptadas a diferentes salinidades en el vivero (4 meses) y una vez que estas alcanzaron una altura en promedio de 35 a 40 cm, estas fueron trasladadas a las parcelas rehabilitadas hidrológicamente para ser reforestadas. La densidad de la reforestación fue definida con base a la determinación de la estructura forestal, ya mencionada con anterioridad.

EVALUACIÓN DEL PROGRAMA DE RESTAURACIÓN

Como un indicador del éxito en el programa de restauración, se efectuaron mediciones morfométricas de las plántulas reforestadas en las parcelas mensualmente, instalándole a cada plántula una marca inicial en la parte inferior como punto de inicio. Se tomaron datos del diámetro y la altura del tallo en milímetros por medio de un vernier digital, a través de la suma total de los incrementos internodales.

Por otra parte, con la finalidad de registrar el funcionamiento de los canales y la permanencia de las condiciones ambientales rehabilitadas, se continuó con la colecta y registros de los parámetros ambientales.

ANÁLISIS ESTADÍSTICOS

La validación estadística del éxito en el programa de restauración, se efectuó con base a la comparación entre el antes y después de la restauración hidrológica, ratificadas las diferencias significativas entre estos mediante una MANOVA con respecto a sus nutrientes, salinidad, pH, redox y temperatura del agua intersticial bajo los criterios de Wilks', Lawley Hotelling, Pillai's con una $p < 0.05$. Se utilizó un análisis multifactorial clásico con estas variables, para conocer la (s) variable (s) más importante (s) en el cambio de las condiciones hidrológicas. Asimismo, se aplicó un análisis de discriminantes entre variables químicas del agua intersticial de un bosque de *A. germinans* conservado tipo borde y las parcelas reforestadas, para conocer la probabilidad de que el bosque restaurado pueda alcanzar un tipo fisonómico, en específico, en el futuro.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

SELECCIÓN, EVALUACIÓN Y PREPARACIÓN EN CAMPO DEL ÁREA A RESTAURAR Y BOSQUE DE REFERENCIA

Con base al análisis del banco de imágenes del Centro EPOMEX y la información obtenida de las actividades antrópicas, se seleccionó el área susceptible a restaurar (una isla de 104.5 ha) en la parte media oeste del sotavento de la Isla del Carmen, efectuándose la prospección en campo para definir el promedio de los parámetros físicos (patrón de mareas y microtopografía) y químicos (salinidad, potencial redox, temperatura y pH) tanto del agua intersticial como del sedimento, y posteriormente ser comparados con el bosque susceptible a ser utilizado como de referencia. Estableciéndose con esto las mejores estrategias de rehabilitación hidrológica y selección de la especie. El bosque de referencia seleccionado se basó a su vez con el análisis puntual de campo de los parámetros ambientales localizado en la parte norte del APFFLT.

PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS DEL AGUA INTERSTICIAL EN EL BOSQUE DE REFERENCIA E IMPACTADO ANTES DE LA RESTAURACIÓN

Los registros promedio de salinidad, potencial redox y temperatura en el agua intersticial del área a restaurar y el bosque de referencia, fueron de 79 ups, -406 mV y 30 °C respectivamente; y 84.5 ups, -53.0 mV y 28.1 °C, respectivamente. En donde, al comparar los promedios de estos parámetros entre ambas áreas (bosque de referencia e impactado), se detectaron valores no tolerantes para las plántulas de *A. germinans* o poco satisfactorios para un óptimo crecimiento de las plántulas, siendo esto un limitante para el adecuado desarrollo de la especie. Teas (1979), menciona que debido a la hipersalinidad de los suelos del bosque de manglar existe una reducción en el crecimiento (gasto energético por el aumento en el mecanismo de regulación y excreción de las sales). En resumen podemos mencionar que la mortalidad de este bosque, se encontró estrechamente relacionada con los valores encontrados de redox, esto es porque el patrón de la tasa fotosintética se ve afectada por la oxidación y reducción del nitrógeno, manganeso, hierro, sulfuros y carbono, debido a que el valor del redox depende de los periodos y frecuencia de inundación del suelo, tiempos de residencia del agua, tiempo de exposición del suelo al medio ambiente (por el aumento de la temperatura en este), y como reflejo pérdida de energía por regulación por parte de las plantas, no sólo por evapotranspiración y temperatura, sino también por regulación de las sales. De tal manera que las plantas responden a los cambios de estos elementos, produciendo efectos tales como: inhibición enzimática (+120 mV), reducción en la actividad fotosintética (+120 mV) y reducción en la respiración de las raíces (-75 a -150 mV), etc.

MANEJO DEL ÁREA A RESTAURAR

Las causas de mortalidad del área a restaurar son atribuidas principalmente a los efectos de eventos hidrometeorológicos extraordinarios (tormenta tropical o ciclón) que acarrearón grandes cantidades de sedimentos en poco tiempo hacia este bosque a través de los fuertes vientos y el oleaje. Debido a esto se formó una barrera de concha, aislando el área de la influencia de las mareas; incrementando el tiempo de residencia del agua; así como la reducción drástica de los valores del potencial redox, el aumento de la salinidad (por efecto de la evaporación) y un mínimo recambio de agua. Por lo cual, se estableció como estrategia de restauración, la rehabilitación hidrológica a través de la apertura de un canal principal y canales secundarios conectados a este (construidos manualmente) para mejorar la circulación del agua en el área total a restaurar.

ESTRUCTURA FORESTAL DEL BOSQUE DE REFERENCIA E IMPACTADO

La estructura forestal del bosque de referencia presentó una densidad de 1.010 indiv.ha⁻¹, área basal de 25.0 m².ha⁻¹ y una altura de 6.5 m, tipificando al bosque como borde con tendencia ribereño. Estas características estructurales son atribuidas principalmente por las condiciones estuarinas que prevalecen en el área (aportes de agua dulce, escorrentías durante la época de lluvias y mayor influencia marina a través de las mareas, oleaje y vientos dominantes). A su vez se determinó la estructura forestal de los troncos de manglar muerto, obteniendo una densidad de 4.489 árboles.ha⁻¹ y un área basal de 27 m².ha⁻¹; estos valores indican que el área presentaba un tipo fisonómico borde. Es por ello que, se estableció una densidad de reforestación de 1.5 m entre plántulas para obtener a 10 años una densidad del bosque reforestado entre 3142 árboles.ha⁻¹, ya que el criterio es recuperar el tipo fisonómico de mangle impactado.

Teniendo en cuenta que el área presentó gran cantidad de árboles muertos, cambios químicos en el agua intersticial y características anaeróbicas en el sedimento (con base a los análisis preliminares realizados en este proyecto), fue indispensable preparar el área antes de proceder a la siembra. Específicamente se eliminó toda especie oportunista (*Salicornia*) para evitar la competencia con las plántulas que se sembrarían, no sólo por nutrientes y espacio, sino también por luz solar. Debido a que las plántulas de mangle son demandantes de luz solar para su óptimo desarrollo. Dicho material fue almacenado o llevado fuera de las zonas donde el movimiento de la marea o escorrentías no fuera arrastrado hacia las parcelas de reforestación. De igual forma se retiró toda la madera de los árboles de mangle muertos, ya que este representa un peligro para las nuevas plántulas al caer sobre ellas o que estas sean removidas por la madera caída por efecto de la marea. La madera se utilizó posteriormente para la construcción de pasillos temporales y plataformas artificiales para incrementar el nivel microtopográfico durante la siembra en áreas por debajo de los intervalos óptimos de la especie seleccionada para reforestar. Esta actividad generó una fuente de trabajo temporal para los pescadores de Isla Aguada.

RESTAURACIÓN HIDROLÓGICA

Se estableció como estrategia la recomunicación mediante la apertura de un canal de 2 m de ancho x 1.5 m de profundidad x 300 m de longitud (canal principal). Asimismo, se efectuó la construcción de canales secundarios cada 60 m, con dimensiones de 1 m de ancho y 1 m de profundidad (Figura 2). Estos canales se conectaron con el principal y lagunetas internas presentes en la isla. Con la finalidad de oxigenar, diluir la sal y remover producto de la descomposición orgánica (sulfuros, metano, etc.), disminución de la temperatura y aumento en el tiempo de residencia del agua, para minimizar el estrés y favorecer el crecimiento de las plántulas. El periodo de construcción se efectuó con base a lo descrito en la metodología.



Figura 2. Parcelas de rehabilitación hidrológica en la parte media oeste del sotavento de la Isla del Carmen, Campeche. México.

PARÁMETROS QUÍMICOS DEL AGUA INTERSTICIAL DESPUÉS DE LA REHABILITACIÓN HIDROLÓGICA EN LAS PARCELAS Y BOSQUE DE REFERENCIA

Se puede mencionar que esta actividad fue exitosa debido a que las concentraciones del amonio disminuyeron después de la rehabilitación hidrológica, lo que indica una oxigenación en las parcelas y entrada de agua dulce rica en nutrientes, como se puede observar con la concentración de los fosfatos, elemento fundamental para el crecimiento de las plántulas. Por otra parte, los cambios observados en las condiciones hidrológicas en las 24.5 ha, a causa de la rehabilitación (2005 antes de la rehabilitación y 2006 posterior), fueron registrados principalmente en el potencial redox del agua intersticial (Figura 3) y, solo durante el periodo de lluvias y nortes, en la concentración de la salinidad (Figura 4). Las condiciones en los parámetros químicos del agua intersticial antes de la rehabilitación hidrológica (2005) presentaron la mayor salinidad (49.7 ± 23.9 a 74 ± 14.8 ups), menor potencial redox (-406 ± 79.0 mV) y mayor temperatura (31.5 ± 1.9 °C). A diferencia del año 2006 con la salinidad (47.0 ± 19.6 a 66 ± 12.6 ups), menor potencial redox (-121 ± 128 ; -284.0 ± 59.22 mV) y menor temperatura (28.4 ± 2.1 ; 28.1 ± 2.1 °C). A su vez como respuesta del movimiento de la masa de agua marina y entrada de agua dulce al área restaurada, se observó cambio en las concentraciones de los nutrientes, incrementando la entrada de fosfatos (nutriente de origen alóctono terrígeno) de 0.07 ± 0.07 mg/l a 0.56 ± 5.6 mg/l y disminuyendo la concentración del amonio de 0.71 ± 0.6 mg/l a 0.55 ± 0.3 mg/l. En cuanto a los compuestos nitrogenados oxidados, aunque disminuyó su concentración posterior a la rehabilitación, su concentración superó a las registradas en el bosque de referencia, con 19.9 ± 0.22 mg/l (2005) a 5.52 ± 8.8 mg/l (2006) y 16.2 ± 2.4 mg/l (2005) a 0.73 ± 0.18 (2006) mg/l, respectivamente.

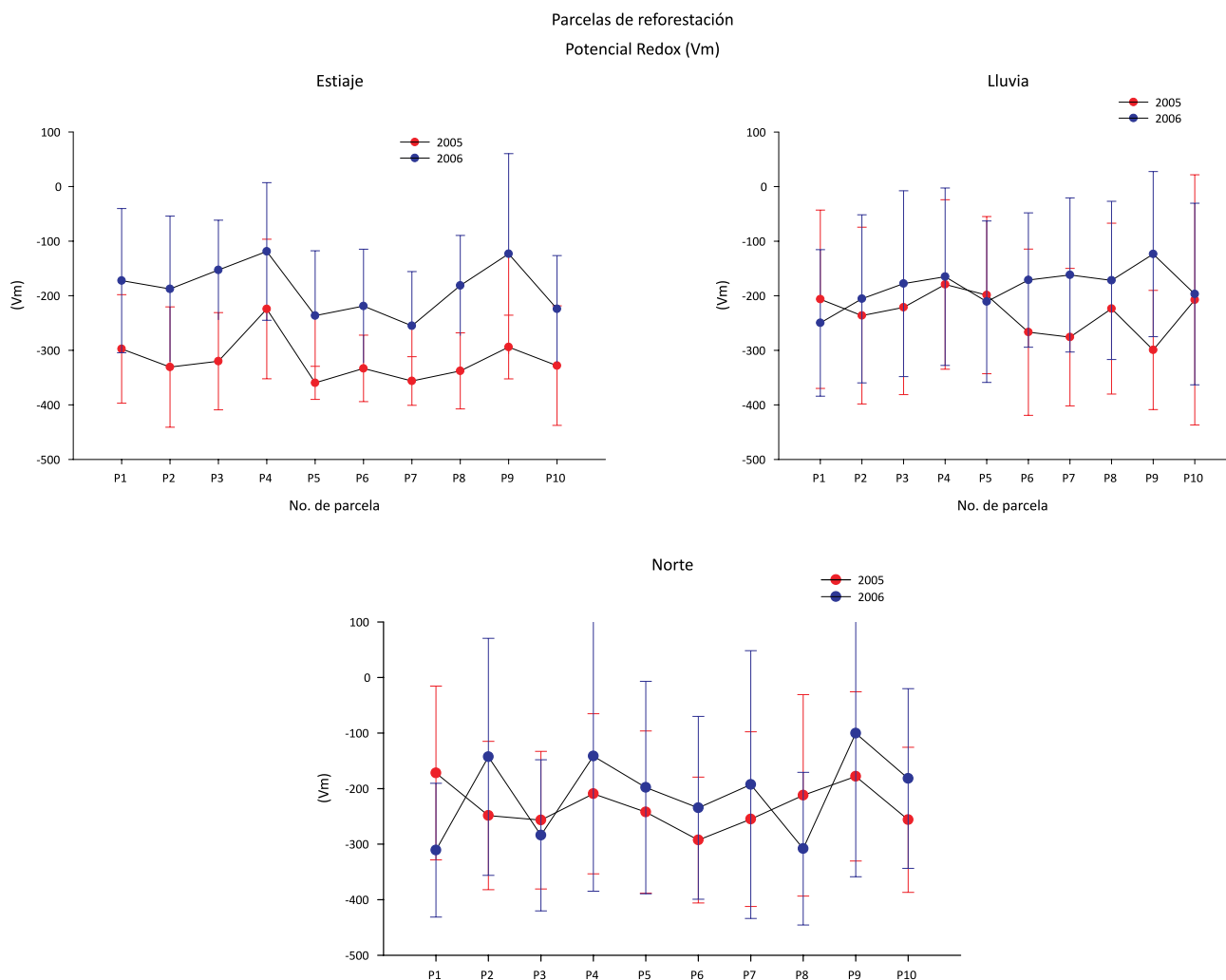


Figura 3. Valores de potencial redox (mV) antes de la rehabilitación hidrológica (2005) y posterior (2006) en parcelas restauradas al norte en el APFFLT, Campeche, México.

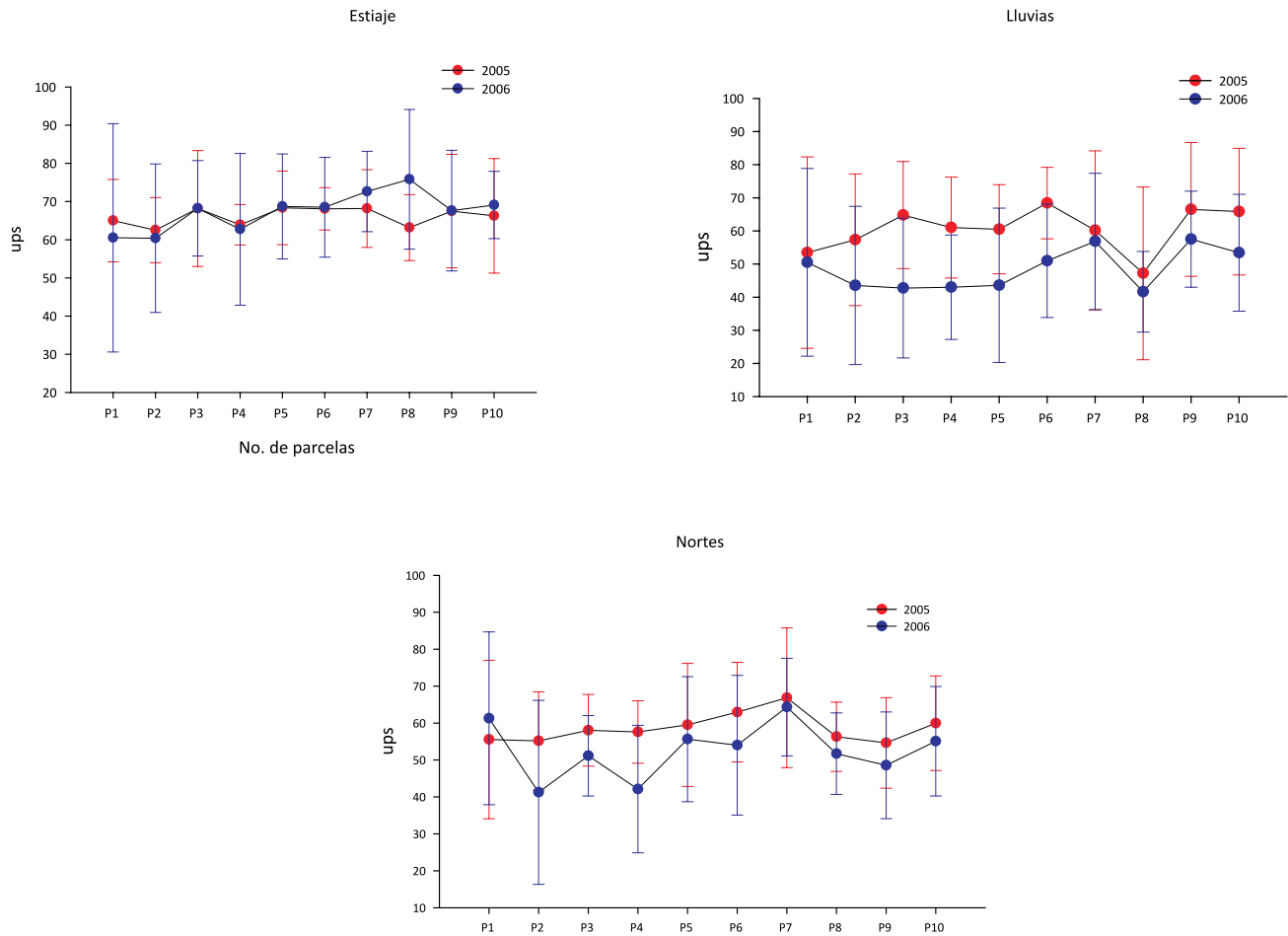


Figura 4. Concentración de la salinidad (ups) antes de la rehabilitación hidrológica (2005) y posterior (2006) en parcelas restauradas al norte en el APFFLT, Campeche. México.

Obteniendo diferencias significativas entre las condiciones ambientales del agua intersticial antes y posterior a la rehabilitación (Tabla 1).

Tabla 1. Ratificación de las diferencias significativas entre los parámetros ambientales antes y después de la rehabilitación, mediante una MANOVA.

Parámetros fisicoquímicos	Criterio	Test estadístico	Estadístico F*	gl núm	gl denom	Valor p
pH, REDOX, Temperatura, salinidad, PO ₄ ⁻³ , NO ₂ ⁻ , NO ₃ ⁻ , NH ₄ ⁺	Wilks	0.03055	28.561	10	9	0.000
	Lawley-Hotelling	31.73441	28.561	10	9	0.000
	Pillai's	0.96945	28.561	10	9	0.000
*Los valores de s = 1 m = 4.0 n = 3.5						

Por otra parte se aplicó una prueba multifactorial clásica con el pH, potencial redox, temperatura, salinidad y nutrientes analizados, para conocer la(s) variable(s) más importantes en el cambio de las condiciones hidrológicas. Donde se demostró que los parámetros con mayor importancia de acuerdo con la rotación de varimax; fueron los nitritos, amonio y redox, cambiando las condiciones de anaeróbicas a aeróbicas (después de la rehabilitación) expresado en tres factores: F1= 0.822 (PO_4^{-3}) - 0.923 (pH) + 0.824 (redox); F2= 0.559 (NO_3^-) - 0.786 (NH_4^+) - 0.941 (temperatura); F3=0.810 (NO_2^-) -0.724 ($\text{SO}_4^{=}$) + 0.788 (salinidad).

MICROTOPOGRAFÍA EN EL BOSQUE DE REFERENCIA Y ÁREA DE RESTAURACIÓN

La distribución de las diferentes especies de manglar y sus tipos fisonómicos a lo largo del perfil de vegetación del bosque de referencia, fue relacionada con el estudio micro topográfico. La diferencia en los niveles micro topográficos entre el bosque de referencia tipo borde *vs.* un bosque tipo matorral (Agraz Hernández *et al.* 2007) fue de 10 cm y el matorral *vs.* muerto fue de 23.9 cm. Con respecto las plántulas de *A. germinans* presentadas en el bosque de referencia, el intervalo fue de -13 a 21.7 cm marcando claramente la periodicidad en la marea de esta especie.

Por otra parte podemos mencionar que básicamente la micro topografía en el área impactada fue un factor fundamental para el éxito del programa de reforestación. Debido a que en esta área los niveles microtopográficos se encontraron entre 22.5 y 7 cm en las parcelas (Tabla 2). Por tal motivo, se utilizó la madera del manglar muerto para incrementar el nivel hasta los intervalos que presentaron las plántulas del bosque de referencia y posteriormente se reforestaron las plántulas producidas en el vivero. Rabinowitz (1975) realizó experimentos sobre el nivel micro topográfico en 4 especies de manglar (*L. racemosa*, *Rhizophora sp.*, *A. germinans*, *Pelluciera rizophorae*), concluyendo que *L. racemosa* no se encuentra en lugares en los que vive *Rhizophora sp.* y *Pelluciera rizophorae*. Siendo un factor significativo la elevación con respecto al nivel de la marea para la sobrevivencia y el crecimiento adecuado de las plántulas de manglar. La distribución micro topográfica en conjunto del efecto de las mareas y la cercanía del manto freático a la superficie del suelo, determina el patrón estacional de los parámetros físicos y químicos del agua intersticial en el bosque (y por ende el tipo fisonómico, franjas y presencia o ausencia de las especies). Como resultado de lo anterior se establecieron los intervalos de distribución de las especies de manglar en sus árboles.

En la tabla de microtopografía (Tabla 2), se puede observar la distribución de los árboles adultos en las diferentes especies de manglar y tipos fisonómicos del bosque. Es importante observar que en general los árboles de *A. germinans* tipo borde (bosque de referencia) presentan salinidades del agua intersticial altas. De tal forma que la combinación de esta alta salinidad y el nivel micro topográfico limitan en el interior del bosque u otras áreas del sistema lagunar, su distribución y desarrollo.

Tabla 2. Distribución microtopográfica del bosque de referencia y de las parcelas a restaurar al norte de la laguna de Términos, Campeche. México.

BOSQUE	Limite inferior (cm)	Limite superior (cm)	Ancho de clase (cm)
	Laguna de Términos, Campeche. Campeche		
Árboles de <i>A. germinans</i>	0.0	14.7	7.35
<i>A. germinans</i> tipo matorral	16.2	18.9	17.55
Área de manglar muerto	20.0	62.8	41.4
Plántulas de <i>A. germinans</i>	-13	21.7	4.35
Microtopografía en las parcelas que no requieren elevación artificial	-12.8	6.5	-8.15

VIVERO DE MANGLAR

La siembra en charolas de producción en el vivero con propágulos de *A. germinans* se realizó por la parte inferior del propágulo de la zona más delgada no mayor a 2 cm. Asimismo, es relevante mencionar que al utilizar productos biorracionales permitió producir plántulas de *A. germinans*, con bajo o nulo riesgo ambiental, residualidad, toxicidad, alta compatibilidad en sistemas de manejo integrado de plagas, especificidad en su aplicación y desarrollar plántulas con un mayor porcentaje de sobrevivencia. Obteniéndose crecimientos en cuatro meses de 45.6 ± 5.2 cm en altura total y una sobrevivencia del 97% en las plántulas. Dichos crecimientos fueron resultado de las excelentes condiciones en las que se desarrollaron las plántulas, con potenciales redox (mV) de 169.8 ± 28.0 y pH de 5.0 ± 0.64 . Una vez acondicionadas las plántulas (durante el 4 mes de estancia en el vivero) a diferentes salinidades y concluido el cuarto mes de estancia, las plántulas fueron trasladadas a las parcelas rehabilitadas, para su reforestación.



Figura 5. Siembra de propágulos, calidad y producción de plántulas en un vivero de manglar en Isla Aguada, Campeche. México.

CRECIMIENTO DE PLÁNTULAS REFORESTADAS

El crecimiento de las plántulas reforestadas en las parcelas de rehabilitación hidrológica fue de 15.8 cm/322días, superior a las plántulas silvestres localizadas en el bosque de referencia (5.7 cm/322días) (Figura 6).

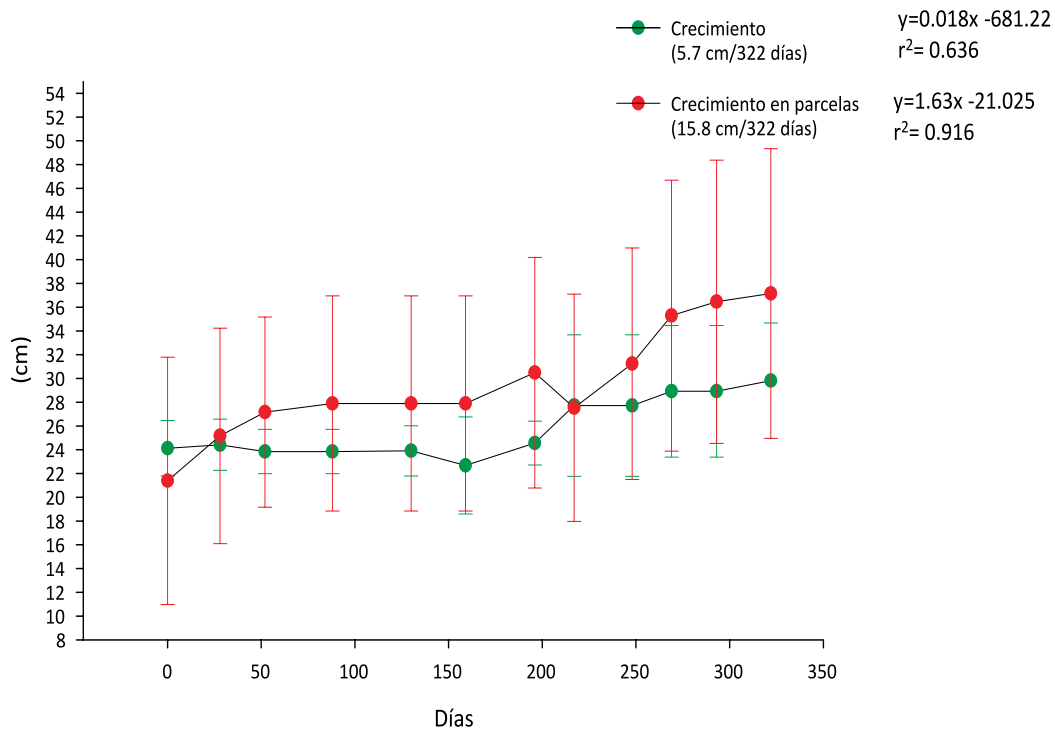


Figura 6. Crecimiento en altura de las plántulas reforestadas en áreas con rehabilitación hidrológica y en plántulas en el bosque de referencia.

Es relevante mencionar que las tasas de crecimiento son mayores en las áreas rehabilitada hidrológicamente, debido a que las condiciones de los parámetros ambientales se encuentran en intervalos óptimos para su desarrollo en gran parte del año y principalmente durante la época de estiaje, al mejorar notablemente su oxigenación (Figura 3 y 4), comparado con el bosque de referencia.

VALIDACIÓN DE LA TENDENCIA AL TIPO FISIÓNOMICO DEL BOSQUE RESTAURADO

La probabilidad para que en un futuro las áreas reforestadas alcancen atributos estructurales con tendencias a ser un tipo fisionómico borde similar al bosque conservado (bosque de referencia) es >0.61. Esto con base a las siguientes funciones discriminantes lineales.

Bosque de *Avicenia germinans* TIPO BORDE = $-41.715 - 56.575(\text{Nitritos}) + 0.289(\text{Nitratos}) + 0.242(\text{Amonio}) + 5.553(\text{Fosfatos}) + 0.037(\text{Sulfatos}) + 0.011(\text{pH}) + 2.282(\text{Temperatura}) - 0.042(\text{Conductividad}) + 0.005(\text{Redox}) + 0.280(\text{Salinidad})$.

Bosque de *Avicenia germinans* TIPO MATORRAL = $-50.544 - 58.517(\text{Nitritos}) + 0.342(\text{Nitratos}) + 0.890(\text{Amonio}) + 5.480(\text{Fosfatos}) + 0.35(\text{Sulfatos}) + 0.013(\text{pH}) + 2.466(\text{Temperatura}) - 0.046(\text{Conductividad}) + 0.006(\text{Redox}) + 0.330(\text{Salinidad})$

Asimismo en la figura 7 se puede observar la evolución y éxito del programa de restauración.



Figura 7. Fase de la recuperación del bosque impactado por un evento natural, en la parte media oeste del sotavento de la Isla del Carmen, México, a través de la rehabilitación hidrológica y reforestación.

LITERATURA CITADA

- Agraz-Hernández, C.M.; J. Osti-Sáenz, Jiménez-Zacarías, C. García-Zaragoza, E. Chan-Canul, L. González-Durán, A. Palomo-Rodríguez. 2007. *Restauración con manglar: Criterios y técnicas hidrológicas de reforestación y forestación*. Universidad Autónoma de Campeche, Comisión Federal de Electricidad, Comisión Nacional Forestal. 132 p.
- Agraz-Hernández, C., J. Osti-Sáenz, C. García-Zaragoza y C. Chan Keb. *En prensa. Estrategias de Restauración de Ecosistemas de Manglar al Norte de la Laguna de Términos Campeche, México*. Universidad Autónoma de Campeche. Centro de Ecología, Pesquerías y Oceanografía del Golfo de México.
- Agraz-Hernández, CM. 1999. *Reforestación experimental de manglares en ecosistemas lagunares estuarinos de la costa Noroccidental de México*. Facultad de Ciencias Biológicas. (Tesis Doctoral). Universidad Autónoma de Nuevo León.

- Bendschneider, K. y Robinson, R.J. 1952. Un nuevo método espectrofotométrico para la determinación de nitritos en agua de mar. *Diario investigación marina*, 11, 87-96pp.
- Cottam, G. y J. T. Curtis. 1958. The Use of Distance Measures in Phytosociological Sampling. *Ecology*, 37: 451-460.
- De la Lanza-Espino, E.G., M. Rodríguez y L. Soto. 1991. Análisis Ecológico de los productores primarios en la laguna de Términos, Campeche. México. *Universidad y Ciencia*, 8 (15): 15-18.
- Fosberg, F.R., 1971. Mangroves versus Tidal Waves. *Biology Conservation.*, 4:269-276.
- Grasshoff, K. 1983. Determination of nitrate. In: Grasshoff; K, Ehrhardt, M. y Kremling, K. ed. *Methods of Seawater Analysis*, Verlag Chemie, Weinheim, 143-150.
- Grasshof, K y Johannsen, H. 1973: A new sensitive and direct method for the automatic determination of ammonia in sea water. *Journal du Conseil International pour l'Exploration de la Mer*, 24, 516-521.
- Hamilton, L. S., and Snedaker, S. C. 1984. *Handbook of mangrove area management*. East West Centre, Honolulu, HI.
- Koroleff, F. 1983. Determination of ammonia. In: Grasshoff, K., Ehrhardt, M. and Kremling, K, *Methods of Seawater Analysis*, Verlag chemie, weinheim.
- Murphy, J. Riley, J.P. 1962: modificado a un solo método de solución para la determinación de fosfato en aguas naturales. *Química analítica acta*, 27, 31-36.
- Rabinowitz, D. 1975. Planning experiments in mangrove swamps of Panama. In: Walsh, G.E., S.C. Snedaker and H.J. Teas (Eds.), *Proceedings of the International Symposium on Biology and Management of Mangroves*, Vol. 1. University of Florida, Gainesville, pp. 385-393.
- Teas, H.J. 1979. Silviculture with saline water. In: Hollaender, A. ed., *The diosaline concept*. New York: Plenum Press, 117-161.
- Young, T.P. 2000. Restoration ecology and conservation Biology. *Biological Conservation* 92:-83.



8. LOS BOSQUES TROPICALES ESTACIONALMENTE SECOS: ¿UNA PRUEBA ÁCIDA PARA LA RESTAURACIÓN?

Eliane Ceccon

Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias,
Universidad Nacional Autónoma de México

INTRODUCCIÓN

En el capítulo “*Restoration: the acid test for ecology*” del libro “*Restoration Ecology: A Synthetic Approach to Ecological Research*” publicado por primera vez en 1987, uno de los grandes investigadores en restauración ecológica, el recientemente fallecido (2008) Anthony David Bradshaw, decía que la historia de la restauración ecológica todavía estaba por escribirse. En su visión, Bradshaw consideraba que, en la práctica, la participación de los ecólogos en esta nueva ciencia se encontraba ausente. Después de esto, muchas aguas pasaron bajo el puente y hoy en día la ciencia de la restauración ecológica, principalmente en bosques templados y tropicales húmedos, ha avanzado a un ritmo acelerado. Sin embargo, en comparación con los ecosistemas anteriores, la ciencia de la restauración en bosques tropicales estacionalmente secos (BTES) ha avanzado mucho más lentamente y el cuadro que vislumbramos todavía es aquel que pregonó Bradshaw. Un ejemplo significativo fue lo que encontró Meli en 2003: En esta fecha, solamente 3% de los trabajos de restauración investigados habían sido realizados en selvas bajas caducifolias (uno de los tipos de bosque más abundantes dentro de los BTES). Al mismo tiempo, el único libro dedicado exclusivamente a la restauración de un BTES, es el publicado por Daniel Janzen en 1986 sobre el Parque Nacional de Guanacaste en Costa Rica, donde presenta importantes aportes tanto ecológicos cuanto sociales para la restauración de estos ecosistemas.

A pesar de ser uno de los ecosistemas tropicales menos estudiados en todos sus aspectos, los BTES ocupan la mayor área en el planeta. Del total de la masa de tierra tropical y subtropical, cerca del 40% corresponde a bosques abiertos o cerrados, de los cuales los bosques tropicales estacionalmente secos cubren 42% (Murphy y Lugo 1986). Se estima que 1.048.700 km² de BTES están distribuidos a lo largo de tres regiones tropicales. Más de la mitad del área de este ecosistema se localiza principalmente en el Sur de América (54,2%) y la restante está dividida casi en partes iguales entre Norte y América Central (12,5%), África (13,1%) y Eurasia (16,4%), con una proporción relativamente pequeña en Australasia y en la parte insular del Sudeste de Asia (3,8% para cada uno; Miles *et al.* 2006).

Al mismo tiempo, los BTES son de los ecosistemas tropicales más amenazados, ya que hay una clara tendencia de la población humana a establecerse en estos ecosistemas. Según Brown y Lugo (1986), el 79% de la población de cinco países en Centroamérica habita zonas con un cociente de evapotranspiración potencial/precipitación (ETP/P) entre 0.5 y 2.0, es decir, se trata de zonas secas y subhúmedas. De las 20 capitales de países del continente americano, 19 se hallan en regiones con este cociente.

Ahora bien, ¿a qué se debe esta afinidad de las poblaciones humanas hacia las zonas secas y subhúmedas? En comparación con los bosques tropicales húmedos (BTH), los terrenos en estas zonas son más fáciles de limpiar para uso agrícola debido a que la tala del estrato arbóreo no es tan difícil; en general, los suelos son más fértiles pues la lixiviación es menor que en las zonas más húmedas, las malezas y la vegetación sucesional no son tan agresivas y finalmente, varias enfermedades humanas no representan un problema grave (Murphy y Lugo 1986). Como consecuencia de lo anterior, el porcentaje de área cubierta por los BTES en 2000 era de solamente 16% en el sur y sureste de Asia. A pesar de que en Latinoamérica haya sido de más de 40% en el mismo año, en esta región se registró la reducción más alta de la cobertura forestal de los BTES entre 1980 y 2000 (relativa al área total del hábitat; Olson *et al.* 2001). Miles *et al.* (2006) realizaron un análisis de las zonas del planeta en las que los BTES estarían más expuestos al cambio climático. Se encontró que 39.8% de los BTES de Centro y Norte América y 37% de Sudamérica corren el riesgo de sufrir cambios climáticos severos.

Por otra parte, en lo que se refiere al porcentaje de áreas protegidas, existen diferencias muy pronunciadas entre las diversas regiones de BTES en el mundo: Norte, Centro América y Asia, son las regiones con los más bajos porcentajes de áreas protegidas (5.7% y 14. 2% respectivamente) y Sudamérica posee el más alto porcentaje (37%; Miles *et al.* 2006). A pesar de que en Sudamérica el porcentaje de áreas protegidas es alto, es importante considerar que hoy en día, la mayoría de estas áreas son de uso directo, lo que significa que se permite algún tipo de uso humano y, por lo tanto, a pesar de estar “legalmente conservadas”, estas áreas pueden estar bajo amenaza de algún tipo de degradación por perturbación antrópica. Dourojeanni y Pádua (2001) confirman que cerca de 86% de las áreas protegidas en Latinoamérica son habitadas por seres humanos.

Por las razones citadas anteriormente, la necesidad de restaurar estos ecosistemas es urgente, sin embargo, por diversos aspectos que serán citados más adelante en esta contribución, la restauración de estos bosques aún constituye una prueba ácida, para parafrasear a Bradshaw.

LOS AVANCES DE LA CIENCIA EN LOS BTES

En 1995, Mooney y sus colaboradores afirmaban que no existía todavía una teoría de dinámica de claros y el papel de los diferentes gremios de especies en la sucesión de los BTES. Más recientemente, la investigación en términos de sucesión secundaria en los BTES se encuentra en términos de teoría, muy lejos de la que existe para los bosques tropicales húmedos, a pesar de la mayor atención recibida desde entonces (Kennard 2002, Ceccon *et al.* 2002, 2003, 2004, 2006, Sánchez-Azofeifa *et al.* 2005, Vieira *et al.* 2006, Vieira y Scariot 2006, McLaren *et al.* 2005, Molina Colon y Lugo 2006, Sampaio *et al.* 2007, Furley 2007, Lebrija *et al.* 2008, Paré *et al.* 2009).

Por otra parte, Sanchez-Azofeifa *et al.* (2005), sugieren que la investigación ecológica en los BTES ha sido desigual desde el punto de vista geográfico y disciplinario. Estos autores consideran que el conocimiento generado sobre los BTES proviene de estudios en muy pocas zonas como Guanica en Puerto Rico, Guanacaste en Costa Rica, Chamela en México y en la caatinga brasileña y que se han concentrado en unos pocos temas, como la descripción de la florística y estructura, las interacciones animal-planta, la producción primaria y el reciclaje de nutrientes. De este modo, cuando el objetivo de la restauración ecológica es imitar la estructura, la función, la diversidad y la dinámica del ecosistema original según la Sociedad de Restauración Ecológica (SER, en inglés), la información disponible actualmente sobre los BTES puede considerarse insuficiente.

LA DINÁMICA SUCESIONAL EN LOS BTES

En contraste con los bosques tropicales húmedos, los BTES subsisten en climas altamente estacionales. Gerhardt y Hyttenborn (1992) determinaron los límites climáticos de estos ecosistemas en las zonas en las que se presenta un periodo seco de alrededor de medio año, en uno o dos periodos y una precipitación anual entre 400 y 1700 mm. Esta escasez de precipitación y su distribución marcadamente estacional generan condiciones abióticas relativamente rigurosas y poco previsibles (Ceccon *et al.* 2006). De esta manera, los BTES están más sujetos al estrés hídrico durante los procesos sucesionales que los bosques húmedos.

La estacionalidad pronunciada en la precipitación afecta los patrones de fenología (Ceccon y Hernández 2009), producción de semillas (Ray y Brown 1994, Ceccon y Hernández 2009), germinación (Ceccon 2003, 2004), sobrevivencia y desarrollo de las especies (Lieberman 1982, Reich y Borchert 1984, Lieberman y Lieberman 1984, Swaine 1992, Gerhardt 1998, Ceccon *et al.* 2002, 2003, 2004). Esta heterogeneidad en la disponibilidad de los recursos también restringe severamente el periodo de germinación de las semillas, el cual debe ocurrir en un espacio muy reducido de tiempo, de tal forma que, las plántulas encuentren condiciones favorables de luz, nutrientes y agua mientras emergen entre vecinos competidores (Lodge *et al.* 1994, Veenendaal *et al.* 1996, Swaine 1996, Campo *et al.* 1998, Ceccon *et al.* 2003, 2004).

Por otra parte, varios autores (Murphy y Lugo 1986, Kauffman 1991, Rico-Gray y Garcia-Franco 1992, Swaine 1992, Miller y Kauffman 1998) proponen que el grupo de árboles y arbustos con las mayores densidades presentes en todos los niveles de sucesión en los BTES, se regeneran por rebrote. Estos autores consideran que la estructura básica de los BTES y la presencia de ciertas especies a lo largo de una cronosecuencia se mantienen gracias a este mecanismo. Sin embargo, Mizrahi *et al.* (1997) y Ceccon *et al.* (2002) evaluando la comunidad de plántulas en parches de BTES de 12 años de edad en México, encontraron que solamente 29% y 22% de las plántulas provenían de rebrote, respectivamente. Ceccon *et al.* (2004) también encontraron que, a pesar de que las plántulas que regeneraron por rebrote presentaron un bajo porcentaje, tuvieron un tiempo de vida estimado significativamente más alto que aquellas regeneradas por semillas, explicando así el alto porcentaje de los rebrotes en la fase adulta. El rebrotamiento parece ser una ventaja para muchas especies en los BTES, aún aquellas que regeneran por semillas, pues tienen la ventaja de poseer un sistema radical mucho más largo y una capacidad sustancial de almacenamiento metabólico en las partes remanentes de la planta (Koop 1987, Negrelle 1995). Posiblemente la conexión con un árbol de raíces profundas hace a las plántulas originadas por rebrote menos vulnerables a la escasez de agua y a la baja movilidad de nutrientes en la parte superior más seca del suelo.

La ausencia de una teoría de dinámica de claros en los BTES es explicada por la baja estatura de los árboles y a la simplicidad en términos de estructura vertical del bosque, y de este modo, algunos autores consideran que la luz es un factor poco importante en la dinámica de la regeneración de los BTES, si se compara con los bosques húmedos (Murphy y Lugo 1986, Swaine

1996). Otros autores consideran que esta ausencia de teoría se debe principalmente a que estos bosques son muy heterogéneos en términos de las propiedades de los ecosistemas y comunidades (Murphy y Lugo 1986, Gerhardt y Hytteborn 1992, Mooney *et al.* 1995, Vieira y Scariot 2006) y, por lo tanto, se espera que la sucesión sea igualmente heterogénea.

Sin embargo, a pesar del hecho de que la tolerancia a la sombra sea menos importante para la diferenciación entre las especies leñosas en los BTES que en los bosque húmedos, la dinámica del bosque y los estratos del dosel pueden ser una fuente importante de heterogeneidad (Medina 1995). Jha y Singh (1990) en India, Oliveira-Filho *et al.* (1998) en Brasil y Ceccon *et al.* (2004) en México, al evaluar la dinámica de plántulas, encontraron especies que se regeneraron únicamente bajo claros en el dosel. En estos bosques, el resurgimiento de las hojas, después de la llegada de las lluvias puede variar de 35 a 75 días (Barradas 1991), lo que sugiere que hay una gran variación anual en el tiempo requerido para que se cierre el dosel. Considerando que la germinación ocurre al inicio del periodo de lluvias, en esta época la mayoría de las especies de plántulas tendrán buenas condiciones de luminosidad y una reducción paulatina en su crecimiento temprano conforme se cierra el dosel. Estas variaciones tendrán diferentes efectos sobre las especies, pues aquellas con tasas de crecimiento intermedias y respuestas intermedias a cambios de luminosidad parecen ser menos afectadas por la reducción de luz que las especies de rápido crecimiento (Huante y Ricon 1998).

La dinámica del banco y la lluvia de semillas como limitante: la dispersión de semillas en los BTES ocurre preferentemente durante la estación de secas (Bullock y Solís Magallanes 1990, Ceccon y Hernández 2009) y estas semillas permanecen en el suelo hasta el periodo de lluvias, cuando aparecen las condiciones favorables para la germinación y el crecimiento. Por lo tanto, presentan un banco de semillas efímero que tiene un papel mucho menor en la regeneración de los BTES que en los bosques tropicales húmedos: se han encontrado muy pocas especies en los BTES cuyas semillas presentan un alto porcentaje de germinación después de permanecer por largo tiempo en el banco de semillas (Rico-Gray y Garcia-Franco 1992). De este modo, es muy difícil almacenar por largo tiempo las semillas de especies de los BTES. Ray y Brown (1994), por ejemplo, evaluaron el tiempo de almacenaje de semillas de un BTES relacionado con la capacidad de germinación y encontraron que la mayoría de las semillas perdieron su capacidad de germinar en los primeros 10 meses de almacenaje en seco y en frío. Ceccon *et al.* (2008) después de almacenar semillas de cuatro especies de un BTES en México por dos años, encontraron que la mitad de las especies perdían casi toda su viabilidad después de un año, pero que había variaciones importantes según la procedencia de las mismas. Estas características implican varias limitaciones en la práctica de la restauración:

- a) Una de las formas más económicas y prácticas de restauración es la regeneración natural, donde la única tarea es aislar el área que se desea restaurar de cualquier fuente de perturbación, para que los procesos naturales de la sucesión sigan actuando, recuperando la condición de bosque maduro. Sin embargo, debido a la baja persistencia de las semillas de los BTES en el banco, la regeneración natural podría estar totalmente comprometida una vez que no existieran fuentes de propágulos muy cercanas (un fragmento grande por ejemplo), que pudieran funcionar como fuente de semillas. Por lo tanto, en los BTES, la regeneración natural como alternativa de restauración presenta mucho más restricciones que en los BTH.
- b) En lo que se refiere al establecimiento en áreas degradadas de plántulas cultivadas en invernadero, hay también ciertos aspectos que dificultan las acciones de restauración. Como las semillas de los BTES pierden rápidamente su viabilidad, aquellas utilizadas para el establecimiento de las plántulas en invernadero deben ser cosechadas con un máximo de seis meses antes de su germinación, lo que para proyectos en larga escala puede constituir un problema. Por otra parte, es conveniente introducir plántulas relativamente grandes en el campo, para que cuando llegue la época de sequía ellas posean un sistema radicular bien desarrollado y puedan soportar los meses de sequía. Sin embargo, muchas especies producen sus semillas solamente dos a tres meses antes del periodo de lluvias (Ceccon y Hernández 2009) y de este modo, sus plántulas establecidas en invernadero después de la cosecha de semillas, estarán muy jóvenes y pequeñas en el momento de la implantación, en el inicio del periodo de lluvias. Se puede establecer las plántulas con un año o más de anterioridad en el invernadero, pero en este caso implicaría un costo mucho mayor de riego y fuerza de trabajo en invernadero, de cambio por bolsas más grandes, de sustrato para las bolsas grandes y de fuerza de trabajo para la tarea de transplante. Además, el transporte de plántulas en bolsas muy grandes al campo aumentaría mucho el costo de la restauración, tanto en términos de gasto de combustible como en la fuerza de trabajo.

La dinámica de plántulas como limitante: El reclutamiento de plántulas en los BTES es bastante alto, de 13 a 19 plántulas/m² encontrados por Lieberman y Li (1992) y 15 plántulas/m² por Ceccon *et al.* (2003), sin embargo, la mortalidad es también bastante alta. Swaine (1990) encontró una mortalidad de 62% en un BTES en Ghana, mientras que Ceccon *et al.* (2003) encontraron un porcentaje de mortalidad de 62% y de 54% después de dos años en un BTES joven (12 años) y otro maduro (más de 60 años), respectivamente, en México. A modo de comparación, en un bosque húmedo en Malasia, la mortalidad de

plántulas reclutadas después de 16 meses fue de únicamente 16.5% (Turner, 1990). Esta alta mortalidad de plántulas encontrada en los BTES implica que la restauración por siembra directa de semillas, que es considerado un método más económico que la producción de plántulas para su posterior implantación, puede fácilmente resultar en fracaso. Cabin *et al.* (2002) realizaron la siembra directa de semillas de seis especies nativas en una área degradada de Hawái. De las aproximadamente 20 semillas sembradas por especie en cada parcela, germinaron un promedio de 11.2 plántulas (56%) y de estas, solamente 3.7 (33%) se encontraban vivas al final del experimento (después de 22 meses). Por lo tanto, en proyectos de gran escala, para establecer la restauración por siembra directa de semillas, el número de semillas que deberían ser colectadas tendría que ser extremadamente alto (lo que implicaría un trabajo exhaustivo de colecta) y aún así podría haber el riesgo de un rotundo fracaso.

LA PRUEBA MÁS ÁCIDA: LA IMPLANTACIÓN

El estrés hídrico es reconocido como la mayor limitante para el desarrollo de las plántulas en los BTES (Lieberman 1982, Reich y Borchert 1984, Lieberman y Lieberman 1984, Ceccon *et al.* 2003, 2004). Sin embargo, muchas especies de los BTES muestran una gran plasticidad y habilidad para adaptarse a condiciones de baja humedad, ya que la proporción raíz/tallo tiende a ser mucho mayor en plantas de estos ecosistemas que en bosques húmedos (Bullock 1990, Martínez-Yrizar *et al.* 1992). Por lo tanto, el crecimiento de la parte aérea de las especies, una vez introducidas en el campo, presenta tasas de crecimiento positivas solamente durante los seis meses más húmedos (Gerhardt 1996, Almazo-Rogel 2007, Galindo-Escamilla 2006, Ceccon y Morales 2008) y su crecimiento es mucho mayor en la raíz que en la parte aérea (Cervantes *et al.* 1998, Ceccon *et al.* 2005). Incluso por este tipo de crecimiento, Gerhardt (1996) ha encontrado que la competencia radicular tiene efecto negativo sobre la sobrevivencia y crecimiento de plántulas en un BTES de Costa Rica. El crecimiento también puede ser limitado por los nutrientes, una vez que la limitación del crecimiento por la escasez de agua en los BTES puede interactuar con las limitaciones que imponen otros factores, como la tasa de mineralización de nitrógeno que es dependiente de la disponibilidad de agua en el suelo (Marrs *et al.* 1991). Esta baja tasa de crecimiento de la parte aérea implica que, cuando introducidas en áreas degradadas, las plántulas presentan un crecimiento lento y su capacidad de funcionar como perchas naturales -atrayendo la fauna dispersora y acelerando la regeneración de otras especies- también será un proceso lento (Guevara *et al.* 1986, Holl 1998). Por lo tanto, el proceso de sucesión iniciado por la implantación de especies será más demorado en los BTES.

En términos de costo de operación, las especies de los BTES tardarán mucho más tiempo en alcanzar un área de copa suficiente para suprimir el crecimiento de hierbas competidoras en el periodo de lluvias. De este modo, los gastos de limpieza deben durar más tiempo que en los BTH. La demora en la supresión del pasto también limitará el reclutamiento de nuevas especies vía lluvia de semillas, ya que es conocido que el pasto puede ser considerado una barrera biótica para la regeneración de especies arbóreas (Zimmerman *et al.* 2000).

Algunos estudios han tratado de ver el efecto del riego en la época seca sobre la sobrevivencia y las tasas de crecimiento de las plántulas en los BTES. Dokrak *et al.* (2004), han encontrado en Tailandia que el riego aumentó significativamente las tasas de crecimiento de cinco de seis especies. Almazo Rogel (2005) encontró tasas mucho más altas de sobrevivencia en las plántulas de *Acacia farnesiana* que tuvieron riego en la época seca cuando comparados con otros experimentos en la misma zona sin riego.

En cuanto a la luz como limitante al crecimiento y sobrevivencia de las especies introducidas en áreas de restauración, existen pocos trabajos de campo sobre el tema. Gerhardt (1996) ha encontrado que existe una gran variabilidad en la respuesta de las diferentes especies con relación a la sobrevivencia y crecimiento de plántulas introducidas en el campo. Por otra parte, Smith y Dokrak *et al.* (2004) encontraron que la luz tuvo un efecto positivo en la sobrevivencia y crecimiento de la mayoría (seis) de las especies introducidas. Sin embargo, la sobrevivencia fue ligeramente más alta en el dosel cerrado para dos especies (*Dipterocarpus alatus* y *D. turbinatus*). Por otra parte, existen algunos trabajos realizados en invernadero que aportan informaciones muy interesantes sobre el comportamiento ecofisiológico de varias especies de los BTES bajo diferentes condiciones de luminosidad, de suelo y otras variables ambientales que pueden aportar información muy útil para la realización de la restauración en los BTES (Arriaga *et al.* 1995, Huante *et al.* 1995, 1998a, 1998b, Cervantes *et al.* 1998, Blakesley *et al.* 2002).

Las tasas de sobrevivencia de plántulas cultivadas en invernadero después de la implantación en un área degradada, son más altas que en la siembra directa de semillas, pero son muy variables y dependen de la especie utilizada e incluso de la topografía del terreno. Galindo-Escamilla (2006) ha encontrado que en terrenos más bajos y planos, en la época de lluvias, puede ocurrir un anegamiento del suelo, lo que en su experimento provocó la muerte de 100% de tres especies de plántulas. Ceccon y Morales (2008) encontraron tasas de sobrevivencia distintas para las ocho especies introducidas que variaron desde 90% hasta 0%, pero tenían un promedio de alrededor de 65%.

Las bajas tasas de crecimiento y la gran variabilidad en la sobrevivencia de las especies pueden ser características muy desalentadoras cuando se trata de establecer proyectos de restauración productiva (*sensu* Aronson *et al.* 1993) con las comunidades locales en zonas de BTES. La primera limitante es que la cultura predominante entre los campesinos en zonas tropicales es principalmente agrícola. Del Castillo-Cueva (2001) trabajando en los bosques húmedos de Veracruz, México, concluyó que la población carecía de una cultura forestal y que había un concepto agrario desde la propia legislación que ha prevalecido en los ejidos³. Al ejidatario que pretendía conservar el bosque, se le aplicaba la ley de la tierra ociosa perdiendo la tierra selvática o boscosa con la cual había sido beneficiado mediante el reparto agrario. En un BTES en México, Vázquez-Perales (2006) encontró en un análisis de sustentabilidad de un proyecto de restauración productiva que utilizaba sistemas agroforestales, con campesinos de la región de Cuentepec en México, que aquellos campesinos que decidieron participar en los proyectos se sintieron muy desalentados en realizar nuevos intentos por el bajo crecimiento inicial de los árboles.

El papel del mantillo: La deposición y descomposición de la hojarasca es conocida como una de las rutas críticas de la materia orgánica y del flujo de nutrientes en los BTES (Melillo *et al.* 1982), pues el mantillo depositado en el suelo es considerado la mayor fuente de nutrientes en el suelo (Montañez 1998). La producción y descomposición del mantillo es influenciada por la estacionalidad en la precipitación y por los componentes de la planta (Cuevas 1995) y, consecuentemente, en los BTES existe un cambio estacional pronunciado en la cantidad del mismo (revisión en Martínez-Yrizar 1995). En un BTES en México (Martínez-Yrizar 1980) y otro en India (Gaur y Pandey 1978) se encontró una reducción de 68% y 60% del mantillo respectivamente hacia el final de la estación lluviosa. En un BTES de más de 50 años, en Yucatán, México, durante la estación seca se encontraron correlaciones positivas entre la abundancia de individuos y riqueza de especies de plántulas y la cantidad de mantillo (E. Ceccon, datos no publicados). En este caso, el mantillo probablemente tuvo influencia en el microclima (Fowler 1988), manteniendo la humedad de suelo y aumentando las probabilidades de sobrevivencia en el periodo de estrés hídrico. Se puede concluir que en los BTES el mantillo actúa como un factor selectivo durante la germinación de semillas durante la época lluviosa y de mayor regeneración, y como un elemento que mantiene la humedad del suelo en la estación seca, favoreciendo la sobrevivencia de las plántulas al amortiguar el estrés hídrico. Sin embargo, existen pocos estudios sobre la calidad y cantidad de mantillo producidos por las especies de los BTES individualmente (Williams 1997, Montañez 1998, Ceccon y Sánchez-Solis 2005) para utilizarse como herramienta en la selección de especies para la restauración.

Los incendios como limitante: Otro problema serio de la restauración en los BTES es la susceptibilidad de estos ecosistemas a incendios en el periodo seco. Por mucho tiempo se consideró que los BTES tenían gran capacidad de regenerarse después de incendios porque la mayoría de las especies tenían capacidad de rebrotar (Ewel 1980). Sin embargo, estudios más recientes han encontrado que la capacidad de rebrotar de los BTES puede ser severamente reducida por la frecuencia y severidad de los incendios (Miller y Kauffman 1998, Kennard 2002). Solamente existen ciertas especies de las sabanas que son conocidas como pirofíticas, lo que significa que se benefician con los incendios. Por una parte, porque estas especies tienen capacidad de rebrotar después de la quema (Coutinho 1982, 1990) y por otra, porque poseen tejidos vivos en los troncos y ramas que protegen a los individuos contra las altas temperaturas (Miranda *et al.* 1993). Sin embargo, varios autores han reconocido que la exclusión del fuego de este tipo de ecosistema ha favorecido el reclutamiento de una mayor diversidad de especies y los nuevos individuos que han sido reclutados poseen características de especies de bosques más húmedos (Swaine 1992, Coutinho 1982, 1990, Moreira 2000). Por otra parte, en las selvas bajas caducifolias, donde su sensibilidad al fuego es reconocida, Miller (1999) encontró que la densidad de semillas viables en el banco de semillas después de la quema se redujo en 93%, indicando la baja adaptación al fuego de las especies presentes. Esta misma autora también reportó que 23 de 30 especies que habían germinado a partir del banco de semillas antes del fuego, se encontraban ausentes un día después del fuego. Gillespie *et al.* (2000) también observó cambios positivos significativos en términos de la estructura y composición de especies en una selva baja caducifolia en Costa Rica después de varios años de la interrupción de los incendios. Por lo tanto, debido a la susceptibilidad ecofisiológica de la mayoría de las especies de los BTES a los incendios, y por la facilidad en la ocurrencia de estos, las tareas de restauración pueden ser severamente afectadas por estos eventos, principalmente en aquellas áreas degradadas de pasto que colindan con zonas aún utilizadas por el ganado, donde la práctica de quema en el periodo seco es común. Esta peculiaridad también dificulta los experimentos a largo plazo, ya que el riesgo de estas áreas de sufrir un incendio es muy alto, arruinando la investigación. Una opción son las cortinas rompe fuego, que pueden funcionar en algunos casos.

Otras herramientas posibles para mejorar la calidad de la restauración: Existen muy pocos trabajos en restauración que buscan utilizar alguna cobertura del suelo u otras formas para restar los efectos negativos del periodo de sequía en el desarrollo de las plántulas. Barajas-Guzmán *et al.* (2006) han probado diversas cubiertas en el suelo en áreas de restauración y han encontrado que la combinación de cubierta de polietileno con especies de rápido crecimiento es la mejor opción para la restauración de los

³ Singular forma mexicana de propiedad de la tierra donde el Gobierno concedió los terrenos rurales y los recursos de agua a las comunidades (Cord y Wodon 2001).

BTES. Singh *et al.* (1996) han encontrado que el uso de una cubierta de vegetación muerta ayudó en el desarrollo de varias especies introducidas en una zona de minería en India. Por otra parte, Sampaio *et al.* (2007) han probado cinco técnicas de restauración en la aceleración de la regeneración de especies, que incluyó además de la adición de hojarasca del bosque, el arar el suelo, la eliminación del pasto, la implantación de especies, la siembra directa de semillas y el control. La introducción de especies aumentó significativamente la riqueza de especies después de 14 meses, la adición de hojarasca y la siembra directa de semillas tuvo un efecto reducido sobre la riqueza de especies, mientras el uso del arado y la eliminación de pasto no tuvo ningún efecto.

Fajardo (2009) ha probado con éxito otra forma de mantenimiento de la humedad en el periodo seco, a través del uso de polímeros (hidrogel) en los hoyos de las plántulas introducidas en áreas degradadas de minas a cielo abierto en las zonas de BTES en Venezuela.

Algunos estudios han utilizado la reintroducción de microorganismos, a fin de aumentar el crecimiento de las especies introducidas y reducir su mortalidad, ya que se ha descubierto que la degradación del suelo afecta también la dinámica de las poblaciones y la actividad de los organismos presentes en los suelos, principalmente de aquellos que tienen una relación simbiótica con las plantas, como los hongos y las bacterias (Anderson *et al.* 2004, Allen *et al.* 2003, Galindo-Escamilla 2006). Allen *et al.* (2005) encontraron que el uso de suelo esterilizado agregado con inóculos de especies nativas de hongos micorrízicos puede estimular por varios años el crecimiento de las especies arbóreas en áreas degradadas. Huante *et al.* (manuscrito) también encontró un efecto significativo de la inoculación con hongos provenientes de un BTES maduro principalmente en especies de lento crecimiento. Ceccon *et al.* (2005) han probado la respuesta de *Acacia farnesiana* después de inoculada con una cepa local de *Sinorhizobium americanum* en una área altamente degradada de pasto y han encontrado resultados significativamente positivos en su crecimiento. Por otra parte, Vázquez-Perales *et al.* (2005) han probado la inoculación de la misma bacteria en experimentos de restauración productiva asociando los árboles de *Acacia cochliacantha* con maíz fertilizado químicamente y biofertilizante (*Azospirillum brasiliense*). En este caso, la inoculación en crecimiento de la *A. farnesiana* no presentó ningún efecto, posiblemente por la presencia excesiva de N en el suelo (era un área utilizada con agricultura por varios años). Para la inoculación con bacterias existe una limitación importante, que es la necesidad de regar las plantas inoculadas introducidas aunque sea mínimamente, pues las bacterias pueden morir con la sequía en el año de implantación. En este mismo experimento, el uso del biofertilizante redujo la cantidad de Nitrógeno químico utilizado manteniendo la productividad del maíz en el segundo año del experimento y aumentando la sustentabilidad del sistema (información personal R. V. Perales).

Una posibilidad interesante en la implantación, es el uso de estacas grandes en lugar de plántulas producidas por semillas en la restauración de los BTES, pues las estacas grandes (con una gran cantidad de reservas) podrían tener las condiciones de producir raíces capaces de alcanzar las capas más profundas del suelo en la temporada seca. Sin embargo, no se ha encontrado ningún trabajo realizado sobre el tema en los BTES. Ceccon y Flores (información personal) han encontrado en varias zonas de los BTES de Morelos, México, varias propiedades que utilizan cercas vivas de especies nativas de la región como *Erithrina americana* y *Spondias purpurea* introducidas por estacas grandes y han iniciado experimentos de restauración con las mismas.

LA EVALUACIÓN DE LA EFECTIVIDAD DE LA RESTAURACIÓN

Existen muy pocos estudios en los BTES que evalúan el éxito de la restauración. Andersen y Sparling (1997) en Australia utilizaron hormigas y la biomasa del suelo como indicadores de recuperación. Ellos encontraron en zonas con alrededor de 10 años de revegetación de 75 a 100 $\mu\text{gC/g}$ de biomasa microbiana en los sitios con mejor revegetación (mayor número de especies) y 134 $\mu\text{gC/g}$ en un sitio de bosque natural con poca perturbación. En este caso, la riqueza de especies vegetales también se correlacionó positivamente con la biomasa microbiana y con la riqueza de especies de hormigas. Souza y Batista (2004) en Brasil, trataron de evaluar el efecto del tiempo de restauración (5, 9 y 10 años) y la proporción de especies pioneras y no pioneras en la regeneración de árboles, arbustos y lianas en un BTES. No encontraron efecto significativo de la proporción de especies pioneras y no pioneras sobre la riqueza de las especies reclutadas; sin embargo, con relación al tiempo, la regeneración de árboles en las áreas con más tiempo de restauración (9 y 10 años) fue significativamente más alta que en las áreas con menos tiempo (en el área con 5 años, no se encontró ninguna regeneración).

EL ROL SOCIAL DE LA RESTAURACIÓN EN LOS BTES: EL MODELO DE LA ESTACIÓN DE RESTAURACIÓN AMBIENTAL DEL RÍO TEMBEMBE EN MÉXICO

El desafío de integrar el uso que el hombre hace de la naturaleza y la investigación en restaurar los ecosistemas degradados a través de propuestas sostenibles, tanto social como económicamente, ha ocupado a los científicos y a los responsables por las

políticas en el sector rural. Sin embargo, debido a su complejidad y su carácter multidisciplinario, este tipo de proyectos son frecuentemente idealizados pero rara vez realizados por ambos actores (Ceccon y Cetto 2003). Bajo la perspectiva anterior, fue creada la “Estación de Restauración Ambiental Barrancas del Río Tembembe”, en una zona degradada de un BTES en Morelos, México.

En 2003 la comunidad de Cuentepec, considerada una de las más pobres y marginadas del estado de Morelos y con altos niveles de degradación ecosistémica (Gómez-Garzón 2002), otorgó a la UNAM, en régimen de comodato por 30 años, cerca de 100 ha de pastos degradados para su restauración. La principal función de la Estación era ofrecer un espacio para la realización de proyectos de investigación en restauración ecológica y vincular la comunidad de Cuentepec en una serie de proyectos ambientalmente sustentables. Estos proyectos deberían ser llevados a cabo por los profesores, investigadores y estudiantes de la UNAM (Ceccon *et al.*, en prensa). Después de cinco años de trabajo, una parte significativa de la zona degradada ha sido ecosistémicamente evaluada y restaurada; y se han formado muchos estudiantes en el área de restauración ecológica. Al mismo tiempo, se han realizados algunos proyectos productivos, de saneamiento y educación ambiental con los habitantes de la comunidad (Ceccon *et al.*, en prensa). Actualmente se pueden vislumbrar resultados relevantes, desde el punto de vista tanto biológico como social, que permiten que este modelo pueda ser utilizado en otras iniciativas de restauración en ecosistemas tropicales de varias regiones del mundo con un sistema social parecido.

CONCLUSIONES

Faltan estudios básicos sobre la dinámica sucesional de los BTES y sobre su restauración.

La principal limitación para la restauración de los BTES es la estacionalidad climática que limita la sobrevivencia y el crecimiento de las especies en las actividades de implantación.

La dinámica de la regeneración en los BTES está principalmente relacionada a la formación de un banco de semillas efímero que limita la regeneración natural como una alternativa de restauración. Estas características también dificultan el almacenaje de las semillas y por lo tanto su reproducción en invernadero.

La baja tasa de crecimiento de la parte aérea de las especies en los BTES retarda la capacidad de las mismas de funcionar como perchas naturales para acelerar la regeneración y la capacidad de inhibir el crecimiento del pasto (barrera biótica para la regeneración de otras especies) en las áreas de restauración, y aumenta los costos de operación de limpieza.

En los experimentos de restauración productiva, la baja tasa de crecimiento de la parte aérea de las especies en los BTES puede ser considerado un aspecto negativo, ya que desanima a los agricultores al uso de árboles en los sistemas agrícolas, reduciendo su sustentabilidad.

El fuego en los periodos secos es una importante limitante para el establecimiento de los proyectos de restauración, ya que la capacidad de recuperación de estos sistemas es limitada.

Es necesario aumentar las posibilidades en la investigación que impulsen la práctica de la restauración y enriquecer la disciplina de la ecología de estos ecosistemas.

El modelo ecológico-social de restauración en BTES de la “Estación de Restauración Ambiental Barrancas del Río Tembembe” puede ser utilizado en varias regiones del planeta con una problemática ambiental y social semejante.

El gran reto en la restauración de los BTES no es solamente biológico o científico, la participación activa de un amplio sector de la sociedad y particularmente la de los agricultores en las actividades de investigación y desarrollo, es todavía la prueba más dura que la ciencia y los tomadores de decisión tendrán que enfrentar.

LITERATURA CITADA

- Allen, E. B., Allen, M. F., Egerton-Warburton, L., Corkidi, L. & A. Gómez-Pompa. 2003. Impacts of early- and late-seral mycorrhizae during restoration in seasonal tropical forest, Mexico. *Ecological Applications*: 13(6):1701-1717.
- Allen, M. F., Allen, E. B. & A. Gómez-Pompa. 2005. Effects of Mycorrhizae and Nontarget Organisms on Restoration of a Seasonal Tropical Forest in Quintana Roo, Mexico: Factors Limiting Tree Establishment. *Restoration Ecology* 13(2): 325–333.

- Almazo-Rogel, A. 2007. El efecto de la inoculación con *Rizhobium* en la sobrevivencia y crecimiento iniciales de *Acacia farnesiana* en la Estación de Restauración Ecológica del Río Tembembe en Morelos. Tesis de Licenciatura. UAEM. Morelos.
- Andersen A.N. & G. P. Sparling. 1997. Ants as Indicators of Restoration Success: Relationship with Soil Microbial Biomass in the Australian Seasonal Tropics. *Restoration Ecology* 5(2):109–114.
- Andersson, M., Michelsen, A., Jensen, M. & A. Kjøller. 2004. Tropical savannah woodland: effects of experimental fire on soil microorganisms and soil emissions of carbon dioxide *Soil Biology and Biochemistry* 36 (5): 849-858
- Arriaga, V., Cervantes V. & A. Vargas-Mena. 1995. *Manual de Reforestación con especies Nativas: Colecta y Preservación de Semillas, Propagación y Manejo de Plantas*. INE / SEDESOL / UNAM, Facultad de Ciencias. México, D. F.
- Barajas-Guzmán, M. G., Campo, J. & V. L. Barradas. 2006. Soil water, nutrient availability and sapling survival under organic and polyethylene mulch in a seasonally dry tropical forest. *Plant Soil* 287: 347–357.
- Barradas, V. L. 1991. Radiation regime in a tropical dry deciduous forest in western Mexico. *Theor. Appl. Climatol.* 44: 57-64.
- Blakesley, D., Elliott S., Kuarak C., Navakitbumrung P., Zangkum S., Anusarnsunthorn V. 2002. Propagating framework tree species to restore seasonally dry tropical forest: implications of seasonal seed dispersal and dormancy *Forest Ecology and Management* 164: 31–38.
- Bullock, S. H. 1990. Abundance and allometrics of vines and self-supporting plants in a tropical deciduous forest in Mexico. *Biotropica* 22, 22-35.
- Cabin, R. J., Weller, S. G., Lorence, D. H., Cordell, S. & L. J. Hadway. 2002. Effects of microsite, water, weeding, and direct seeding on the regeneration of native and alien species within a Hawaiian dry forest preserve. *Biological Conservation* 104:181–190
- Campo, J., Jaramillo V. J. & J. M. Maass. 1998. Pulses of soil phosphorus availability in a Mexican tropical dry forest: effects of seasonality and level of wetting. *Oecologia* 115: 167–172.
- Ceccon, E., Omstead, I., Vázquez-Yanes, C. & J. Campo-Alves. 2002. Vegetation and soil properties in two tropical dry forests of differing regeneration status in Yucatán. *Agrociencia*, 36, 621-631.
- Ceccon, E. & A. Cetto. 2003. Capacity-building for sustainable development: some Mexican perspectives, *International Journal of Sustainable Development and World Ecology*, 10, 345-352.
- Ceccon, E., Huante, P. & J. Campo-Alves. 2003. Effects of nitrogen and phosphorus fertilization on the survival and recruitment of seedlings of dominant tree species in two abandoned tropical dry forests in Yucatán, Mexico. *Journal of Forest Ecology and Management*, 182: 387-402
- Ceccon, E., Sánchez, S. & J. Campo-Alves. 2004. Tree seedling dynamics in two abandoned tropical dry forests of differing successional status in Yucatán, Mexico: a field experiment with N and P fertilization. *Plant Ecology*, 170: (2), 12-26.
- Ceccon, E., Toledo, I., Martínez-Romero, E. & A. Almazo-Rogel. 2005. El efecto de la inoculación de rhizobio en el establecimiento de *Acacia farnesiana* en un área degradada en Cuentepec, Morelos. Memorias en extenso del VI Simposio Nacional e Congreso Latino-americano de Recuperação de Areas Degradadas, 24 a 28 de octubre de 2005, Curitiba, Paraná, Brasil.
- Ceccon, E. & I. Sánchez-Solís. 2005. Dinámica de la producción de hojarasca de cuatro especies arbóreas de una selva baja caducifolia de Morelos con potencial para la restauración. Resúmenes de contribuciones técnicas del VI Simposio Nacional e Congreso Latino-americano de Recuperação de Areas Degradadas, 24 a 28 de octubre de 2005, Curitiba, Paraná, Brasil.
- Ceccon, E., Huante, P. & E. Rincón. 2006. Abiotic factors influencing tropical dry forest regeneration. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 49(2):305-312.
- Ceccon, E. & A. Morales. 2008. Selección de especies de selva baja caducifolia para la restauración de un área degradada de Morelos, México. Resúmenes de contribuciones técnicas del Congreso Internacional de Ecosistemas Secos. Santa Marta, Colombia.

- Ceccon, E., Cervantes, M. & C. Bonfil. 2008. El efecto de las procedencias en el tamaño y porcentaje de germinación de semillas de especies leguminosas del bosque tropical seco de Morelos, México: implicaciones para la restauración. Resúmenes de contribuciones técnicas del Congreso Internacional de Ecosistemas Secos. Santa Marta, Colombia.
- Ceccon, E. & P. Hernández. 2009. Seed rain dynamics following disturbance exclusion in a secondary tropical dry forest in Morelos, Mexico. *Revista de Biología Tropical* 57(1-2):257-69.
- Ceccon, E., García-Barrios, R. & I. Toledo. (en prensa). La vinculación universitaria con comunidades rurales: el modelo de la Estación de Restauración Ambiental del Río Tembembe en México. En: Valderrama J. (ed.). *Territorios y Sociedades en un Mundo en Cambio. Miradas Contrastadas en Iberoamerica*, Barcelona, España.
- Cervantes, V., Arriaga, V., Meave, J. & J. Carabias. 1998. Growth analysis of nine multipurpose woody legumes native from southern Mexico. *Forest Ecology and Management*. 110, 329–341.
- Coutinho, L. M. 1982. Ecological effect of fire in Brazilian cerrado. *En: B. J. Huntley & B. H. Walker (eds.), Ecology of tropical savannas*. Berlin, Springer-Verlag, pp. 273-291.
- Coutinho, L. M. 1990. Fire in the ecology of the Brazilian cerrado. *Ecological studies: analysis and synthesis* 84: 82-105.
- Cord, L. & Q. Wodon. 2001. Do agricultural programs in Mexico alleviate poverty? Evidence from the ejido sector. *Cuadernos Económicos*, 138 (114): 239-256.
- Cuevas, E. 1995. Biology of the belowground system of tropical dry forest. In: Bullock, S.H., Mooney, H.A., Medina, E. (Eds.), *Seasonally Dry Tropical Forests*. Cambridge University Press, Cambridge, 450 pp.
- Del Castillo-Cueva, P. 2001. La experiencia forestal en Veracruz. En: G.A. Narváez Ruíz., R. Ríos Rodríguez y S. Quintero Soda. (eds.). *Memoria del II Foro Internacional sobre los Aprovechamientos Forestales en Selvas: su Relación con el Ambiente*. Gobierno del Estado de Veracruz.
- Dourojeanni, M. J. & M. T. J. Pádua. 2001. Biodiversidade: a hora decisiva. Curitiba, Editora da UFPR, 308p.
- Fajardo, L. 2009. Primeros ensayos para la Restauración Ecológica de un Área de Bosque Seco tropical degradado en La Península de Macanao, Isla de Margarita, Venezuela. Resumen del I Congreso Colombiano de Restauración Ecológica & II Simposio Nacional de Experiencias en Restauración Ecológica, 27 - 31 de julio de 2009.
- Furley, P. A. 2007. Tropical savannas and associated forests: vegetation and plant ecology. *Progress in Physical Geography*. 31 (2): 203-211.
- Galindo-Escamilla, A. 2006. Problemática para el establecimiento de especies nativas de selva baja caducifolia en la recuperación de un sitio perturbado en las barrancas del río Tembembe. Maestría en Ciencias Biológicas (Biología Ambiental con orientación en Restauración Ecológica) UNAM, Mexico.
- Gerhardt, K. 1996. Effects of root competition and canopy openness on survival and growth of tree seedlings in a tropical seasonal dry forest. *Forest Ecology and Management* 82 (3): 3-48.
- Gerhardt, K. & H. Hytteborn. 1992. Natural dynamics and regeneration methods in tropical dry forests- an introduction. *Journal of Vegetation Science*, 3: 361-364.
- Gillespie, T. W., Grijalva, A. & C. N. Farris. 2000. Diversity, composition, and structure of tropical dry forests in Central America. *Plant Ecology* 147:37–47.
- Gómez-Garzón, A. 2002. *Caracterización del medio físico de la cuenca del río Tembembe empleando sistemas de información geográfica*. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Coordinación de Tecnología de Riego y Drenaje, Subcoordinación de Conservación de Cuencas, Laboratorio de Sistemas de Información Geográfica del SIG CUENCAS.
- Huante, P., Rincón, E. & F. S. Chapin. 1995. Responses to phosphorous of contrasting succession tree-seedling species from the tropical deciduous forest of Mexico. *Functional Ecology*, 9: 760-766.
- Huante, P. & E. Rincón. 1998. Responses to light changes in tropical deciduous woody seedlings with contrasting growth rates. *Oecologia*, 113, 53-66.

- Huante, P., Rincón, E. & F. S. Chapin. 1998a. Foraging for nutrients, responses to changes in light, and competition in tropical deciduous tree seedlings. *Oecologia*, 117, 209-216.
- Huante, P. & E. Rincón. 1998b. Responses to light changes in tropical deciduous woody seedlings with contrasting growth rates. *Oecologia*, 113, 53-66.
- Huante, P., Rincón, E., Orozco-Segovia A. & E. Ceccon. (manuscrito). The role of *arbuscular mycorrhizae* fungi on the restoration of tropical dry forest in Mexico.
- Janzen, D. 1986. Guanacaste National Park: Tropical, Ecological and Cultural Restoration. Editorial Universidad Estatal a Distancia, San José, Costa Rica. 103 p
- Jha, C. S. & J. S. Singh. 1990. Compositions and dynamics of dry tropical forest in relation to soil texture. *J. of Veg. Science* 1:609-614.
- Kauffman, J. B. 1991. Survival by sprouting following fire in tropical forests of the eastern Amazon. *Biotropica*, 23: 210-224.
- Kennard, D. K. 2002. Secondary forest succession in a tropical dry forest: patterns of development across a 50-year chronosequence in lowland Bolivia. *J. Trop. Ecol.* 18: 53-66.
- Koop, H. 1987. Vegetative reproduction of trees in some European natural forests. *Vegetatio*, 72, 103-110.
- Lebrija-Trejos, E., Bongers, F., Pérez-García, E. A. & J. A. Meave. 2008. Successional change and resilience of a very dry tropical deciduous forest following shifting agriculture. *Biotropica* 40(4): 422-431.
- Lieberman, D. 1982. Seasonality and phenology in a dry tropical forest in Ghana. *Journal of Ecology*, 70, 791-806.
- Lieberman, D. & M. Lieberman. 1984. The causes and consequences of synchronous flushing in a dry tropical forest. *Biotropica*, 16: 193-201.
- Lodge, D. J., McDowell, W. H. & C. P. McSwiney. 1994. The importance of nutrient pulses in tropical forests. *Trends in Ecology and Evolution* 9:384-387.
- Martínez-Yrizar, A., Sarukhán, J., Pérez-Jiménez, A., Rincón, E., Maass, J. M., Solís-Magallanes, A. & L. Cervantes. 1992. Above-ground phytomass of a tropical deciduous forest on the coast of Jalisco. *Mex. J. Trop. Ecol.* 8: 87-96.
- Marrs, R. H., Gough, M. W. & M. Griffiths. 1991. Soil chemistry and leaching losses of nutrients from semi-natural grassland and arable soils on three contrasting parent materials. *Biological Conservation* 57: 257-271.
- McLaren, K. P., McDonald, M. A., Hall, J. B. & J. R. Healey. 2005. Predicting species response to disturbance from size class distributions of adults and saplings in a Jamaican tropical dry forest. *Plant Ecol.* 181:69-84.
- Meli, P. 2003. Restauración ecológica de bosques tropicales. Veinte años de investigación académica. *Interciencia*, 8: 581-589
- Melillo, J. M., Aber J. D. & J. F. Muratore. 1982. Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. *Ecology* 63: 621-623.
- Miles, L., Newton, A. C., DeFries, R. S., Ravilious, C., May, I., Blyth, S., Kapos, V. & J. E. Gordon. 2006. A global overview of the conservation status of tropical dry forests, *Journal of Biogeography* 33: 491-505.
- Miller, P. M. & J. B. Kauffman. 1998. Seedling and sprout response to slash-and-burn agriculture in a tropical deciduous forest. *Biotropica* 30, 538-546.
- Miranda, A. C., Miranda, H. S., Dias, I. F. O. & B. F. S. Dias. 1993. Soil and air temperatures during prescribed cerrado fires in central Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 9: 313-320.
- Mizrahi, A. P., Ramos, J. M. P. & J. J. Jimenez-Osornio. 1997. Composition, structure and management potential of secondary dry tropical vegetation in two abandoned henequen plantations of Yucatan, Mexico. *Forest Ecology and Management*, 94: 79-88.

- Molina Colón, S. & A. E. Lugo. 2006. Recovery of a subtropical dry forest after abandonment of different land uses. *Biotropica* 38: 354–364.
- Mooney, H. A., Bullock, S. H. & E. Medina. 1995. Introduction. En: Bullock S. H., Mooney H.A., Medina E. (Eds.). *Seasonally dry tropical forests*. Cambridge: Cambridge University Press. pp. 1-8.
- Montañez, E. P. I. 1998. Producción de hojarasca y aporte de nutrimentos en los huertos familiares de Hocabá y Sahcabá, Yucatán, México. Tesis de Maestría. Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad Autónoma de Yucatán, México, 110 pp.
- Moreira, A. G. 2000. Effects of Fire Protection on Savanna Structure in Central Brazil. *Journal of Biogeography* 27(4): 1021-1029
- Murphy, P. G. & A. E. Lugo. 1986. Ecology of tropical dry forest. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 17: 67–88.
- Negrelle, R. 1995. Sprouting after uprooting of canopy trees in the Atlantic rain forest of Brazil. *Biotropica*, 27, 448-454.
- Oliveira-Filho, A. T., Curi, N., Vilela, E. A. & D. A. Carvalho. 1998. Effects of canopy gaps, topography, and soils on the distribution of woody species in a Central Brazilian deciduous dry forest. *Biotropica* 30: 362-375.
- Olson, D. M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E. D., Burgess, N. D., Powell, G. V. N., Underwood, E. C., D'Amico, J. A., Itoua, I., Strand, H. E., Morrison, J. C., Loucks, C. J., Allnutt T. F., Ricketts, T. H., Kura, Y., Lamoreux, J. F., Wettengel, W. W., Hedao, P. & K. R. Kassem. 2001. Terrestrial ecoregions of the world: a new map of life on Earth. *BioScience*, 51, 933–938.
- Paré, S., Savadogo, P., Tigabu, M., Oden, P. C. & J. M. Ouadba. 2009. Regeneration and spatial distribution of seedling populations in Sudanian dry forests in relation to conservation status and human pressure. *Tropical Ecology*. 50(2): 339-353.
- Reich, P. B. & R. Borchert R. 1984. Water stress and tree phenology in tropical dry forest in the lowlands of Costa Rica. *Journal of Ecology*, 72, 61-64.
- Rico-Gray, V. & J. García-Franco J. 1992. Vegetation and soil seed bank on successional stages in tropical lowland deciduous forest. *Journal of Vegetation Science*, 3, 617-624.
- Sampaio, A. B., Holl, K. D. & A. Scariot. 2007. Regeneration of seasonal deciduous forest tree species in long-used pastures in Central Brazil. *Biotropica* 39: 655-659.
- Sánchez-Azofeifa, G. A., Quesada, M., Rodríguez, J. P., Nassar, J. M., Stoner, K. E., Castillo, A., Garvin, T., Zent, E. L., Calvo-Alvarado, J. C., Kalacska, M. E. R., Fajardo, L., Gamon, J. A. & P. Cuevas-Reyes. 2005. Research priorities for Neotropical dry forests. *Biotropica* 37:477–485.
- Singh, J. S., Singh K. P. & A. K. Jha. (eds). 1996. An integrated ecological study on revegetation of mine spoil. Final Technical Report, Ministry of Coal, Department of Botany, Banaras Hindu University, Varanasi, India.
- Swaine M. D. 1992. Characteristics of dry forests in West Africa and the influence of fire. *Journal of Vegetation Science*, 3: 365-374.
- Swaine, M. D. 1996. Rainfall and soil fertility limiting forest species distribution in Ghana. *Journal of Ecology*, 84: 419-428.
- Turner, I. M. 1990. Tree seedling growth and survival in a Malaysian rain forest. *Biotropica*, 22 (2): 146-154.
- Vázquez-Perales, R., Islas-Samperio, J., Martínez- Romero, E., Toledo, I. & E. Ceccon. 2005. Initial establishment of two Energy Plantations using agroforestry systems for small farmers: the case of the village of Cuentepec, in Mexico. 14th European Biomass Conference and Exhibition Biomass for Energy, Industry and Climate Protection. Palais des Congrès, Paris, France.
- Vazquez-Perales, R. 2006. *Producción sustentable de energía de biomasa mediante una plantación energética en la cuenca del Río Tembembe: el caso de Cuentepec*. Reporte Técnico. Morelos: Universidad Nacional Autónoma de México.

- Veenendaal, E. M., Swaine, M. D., Lecha, R. T., Walsh, M. F., Abebrese, I. K. & K. Owusu-Afriyie. 1996. Responses of West African Forest Tree Seedlings to Irradiance and Soil Fertility. *Functional Ecology*, 10(4): 501-511
- Vieira, D. L. M. & A. Scariot. 2006. Principles of natural regeneration of tropical dry forests for restoration. *Restor. Ecol.* 14: 11–20.
- Vieira, D. L. M., Sampaio, A. B., Scariot, A. & K. Holl. 2006. Tropical dry-forest regeneration from root suckers in Central Brazil. *J. Trop. Ecol.* 22: 1–5.
- Williams R.J., Myers B.A., Muller W.J., Duff G.A., Eamus D. 1997. Leaf phenology of woody species in a north Australian tropical savanna. *Ecology*, 78(8): 2542-2558.
- Zimmerman, J. K., Pascarella, J. B. & T. M. Aide. 2000. Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico. *Restoration Ecology*, 8, 350–360.



9. LA RESTAURACIÓN DEL BOSQUE DE RIBERA

Fernando Magdaleno Mas

*Área de Ingeniería Ambiental - Centro de Estudios de Técnicas Aplicadas
CEDEX (Ministerio de Fomento - Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino),
c/ Alfonso XII, 3-5. 28014 Madrid, España*

INTRODUCCIÓN

FUNCIONES Y PECULIARIDADES DE LOS BOSQUES DE RIBERA

La vegetación cumple un papel fundamental en la mayor parte de los ecosistemas naturales. En el caso de la vegetación de ribera, la multiplicidad de sus funciones la convierte en un elemento clave para el buen estado ecológico de los ecosistemas riparios. Estas funciones guardan una relación directa con la conectividad longitudinal y transversal del medio ripario, reflejada por los complejos ciclos biogeoquímicos que se producen en él.

Entre estas funciones, cabe destacar las siguientes:

- a. Regula el microclima del río.
- b. Asegura la estabilidad de las orillas.
- c. Controla el crecimiento de macrófitas.
- d. Es un hábitat ideal para gran número de especies animales, tanto terrestres como acuáticas y/o anfibias.
- e. Supone una fuente de alimentos para todas esas especies.
- f. Actúa como filtro frente a la entrada de sedimentos y sustancias químicas en el cauce.
- g. Cumple un papel de acumulador de agua y sedimentos.
- h. Funciona como zona de recarga de aguas subterráneas.
- i. Presenta importantes valores socio-económicos y paisajísticos.

Desde un punto de vista ecológico, es necesario distinguir entre vegetación climatófila y edafohigrófila. La primera es aquella que se sitúa en terrenos bien drenados, y que recibe sólo aportes hídricos directos de las lluvias. La vegetación edafohigrófila se desarrolla, por el contrario, en medios acuáticos o semiacuáticos, por lo que dispone de reservas de agua adicionales y es, por tanto, más independiente de los aportes hídricos meteorológicos. La vegetación climatófila es, por ello, directamente dependiente del clima en cuanto a su distribución, mientras que la vegetación edafohigrófila es mucho menos dependiente, guardando sólo cierta dependencia con respecto al macroclima de la zona. La vegetación de ribera es una vegetación de tipo edafohigrófilo.

Microclima

Es bien conocida la existencia de un microclima en el medio ribereño, como consecuencia del control que ejerce la vegetación de ribera sobre las condiciones climáticas básicas (temperatura, luz, velocidad del viento y humedad). El microclima ripario tiene una fuerte influencia sobre diversos procesos ecológicos de este medio, como son la regeneración y crecimiento de los vegetales, los ciclos de nutrientes, los mecanismos edáficos, o los hábitats faunísticos.

La distribución de algunas comunidades vegetales parece muy vinculada con el microclima ripario, en especial en lo que se refiere a humedad edáfica y ambiental, y a la temperatura del aire. De esta forma, la alta productividad y diversidad vegetal propias del medio ribereño estarían muy relacionadas con una combinación ideal de condiciones asociadas a dicho microclima.

Protección de las orillas y riberas

Los cauces sufren de forma habitual procesos de erosión y sedimentación, como parte de su dinámica natural. Diversos factores pueden alterar, sin embargo, el balance de estos procesos, y uno de los más evidentes es la eliminación de la vegetación de ribera, que protege de manera eficaz las orillas y riberas.

Los fenómenos de incisión y desmoronamiento son frenados en parte por el bosque de ribera, a través de diversos mecanismos. En primer lugar, las raíces de las plantas refuerzan la estabilidad de las riberas, especialmente en el caso de las raíces de menor tamaño. La vegetación riparia facilita además el drenaje de los suelos próximos a la lámina de agua, evitando posibles colapsos, ayudando también a soportar el peso de los terrenos aledaños. Asimismo, reduce en su entorno, y gracias a su mayor rugosidad, la velocidad del agua, con lo que impide la erosión debida a la acción del flujo.

Hábitat faunístico

La vegetación de ribera ofrece también una importante diversidad de hábitats a organismos terrestres y acuáticos. La heterogeneidad de ambientes que es posible encontrar en el interior del bosque de ribera explica esta capacidad para albergar diferentes hábitats.

La presencia de estos animales es, asimismo, muy necesaria para la propia vegetación de ribera, ya que son responsables de la redistribución de energía y nutrientes a lo largo y ancho del bosque, influyendo en último término en la estructura y composición de los estratos vegetales. El efecto final de esta simbiosis es el incremento de la heterogeneidad espacio-temporal de las distintas manchas de vegetación, e incluso la creación de nuevos mosaicos.

Filtro frente a nutrientes y contaminantes

La vegetación de ribera actúa como un efectivo filtro frente a la entrada de contaminantes procedentes de las zonas agrícolas e industriales. Esta función de filtro se ve favorecida por su posición en el medio natural, y por los procesos geomorfológicos, hidrológicos y bióticos que son característicos del medio ripario. Su carácter de ecotono entre ecosistemas acuáticos y terrestres hace que todas las aguas de escorrentía que llegan al cauce, procedente de su cuenca vertiente, deban atravesar este filtro vegetal, bien sea de forma superficial o sub-superficial.

El bosque de ribera es capaz de retener además, de forma parcial, nutrientes disueltos, como nitrógeno, fósforo, calcio o magnesio, pero este hecho es especialmente evidente en el caso del primero de ellos, ya sea por desnitrificación, asimilación, retención por la biota, o mineralización. Sin embargo, la vegetación de ribera no sólo es capaz de filtrar las aguas de escorrentía, sino que también intercepta y retiene, por mecanismos similares, los nutrientes que fluyen por los cauces.

Aglutinador de flujos de materia y energía

Los flujos de materia y energía que se producen en el entorno de la vegetación de ribera se hallan relacionados con los que se producen en los ambientes acuáticos junto a los que se encuentran. Posiblemente, el flujo más conocido y estudiado es el que se produce a través de la caída de restos vegetales al cauce. Esta entrada de materia orgánica puede suponer, sobre todo en los ríos de orden inferior, un elevado porcentaje del total que circula por el cauce.

La cantidad de materia entrante es función de la morfología del cauce y de la estructura y composición del bosque ripario. Una vez que alcanza la superficie del agua, esta materia orgánica se descompone gracias a la acción de diferentes especies de invertebrados, microbios y hongos, que en muchos casos dependen directamente para su supervivencia de la llegada de estos restos vegetales al cauce.

Aseguradores de la biodiversidad

La importancia de los flujos de materia y energía y las oportunidades que ofrece a la fauna terrestre y acuática, en lo que respecta a refugio y alimento, convierten al bosque de ribera en uno de los medios con mayor diversidad biológica. Diversos estudios han demostrado que bajo el dosel vegetal vive un elevado porcentaje de las especies vegetales y animales que integran el conjunto de ecosistemas terrestres y acuáticos.

Valores recreativos y paisajísticos

Las funciones ecológicas que ofrecen los bosques de ribera proporcionan también un indudable servicio al ser humano, tanto a nivel individual como desde un punto de vista social. Los bosques de ribera ofrecen valores estéticos, recreativos y culturales, en relación con diferentes factores, como son la topografía, el relieve, los tipos de vegetación, las características de la red de drenaje, o los usos y costumbres humanas.

El incremento de actividades deportivas en el medio fluvial se explica también, en buena medida, por los valores ofrecidos por el bosque de ribera. El reconocimiento de las funciones sociales de estas comunidades ha sido también, en buena medida, responsable de su creciente protección, y de su redescubrimiento por una parte importante de la población.

Valores económicos

Sin embargo, no sólo desde un punto de vista estrictamente recreativo y cultural cumplen las formaciones vegetales de ribera una función social. También desde un punto de vista económico se reconoce su importancia, y el interés que tiene para el ser humano su conservación.

La reducción de la entrada de nutrientes y sedimentos a las aguas que luego serán aprovechadas para abastecimiento urbano, agrícola o industrial, la reducción del daño provocado por las avenidas del río, o la mejora de la calidad de las aguas subterráneas son algunos de los aspectos con mayor repercusión económica para el hombre.

La vegetación de ribera es también importante para las actividades cinegéticas, y es una fuente de recursos selvícolas, de alimento e, incluso, de productos farmacéuticos. Las actividades recreativas llevadas a cabo en el medio ripario son asimismo, en buena medida, un recurso turístico de primera magnitud.

LA ESTRUCTURA HORIZONTAL DE LA VEGETACIÓN DE RIBERA

El estudio de la vegetación de ribera se ha basado generalmente en su consideración en bandas con respecto al eje longitudinal del cauce. En una primera banda se situaría la vegetación acuática, compuesta por la vegetación hidrofítica (plantas adaptadas a la vida acuática, que presentan sus hojas bajo el agua o flotando) y la vegetación helofítica (herbáceas que enraízan bajo el agua, pero que mantienen emergidas la mayor parte del tallo y de las hojas). Entre estas últimas, cabe destacar a los carrizos (*Phragmites australis*), las cañas (*Arundo donax*) y las eneas o espadañas (*Typha* sp.). La destrucción del estrato arbóreo y la acumulación de materia orgánica debida a las actividades agropecuarias próximas hace aumentar, en muchos casos y de forma extraordinaria, las dimensiones de estas formaciones, convirtiéndose en ocasiones en perjudiciales para el buen estado ecológico del medio fluvial.

En una segunda banda aparecería la vegetación riparia arbustiva y arbórea, de gran importancia por su eficaz protección de las orillas. Los sistemas radicales de estas plantas actúan como defensa frente a la erosión directa de las aguas, los desmoronamientos de las orillas, etc. Además, se trata de especies con gran capacidad de regeneración (brotan bien de cepa, se reproducen bien por estacas, sus frutos presentan adaptaciones a la colonización de nuevos ambientes riparios), por lo que la destrucción total o parcial que pueden sufrir como consecuencia de las avenidas que soportan estas zonas queda bien compensado por una rápida recolonización. En esta banda destacan los sauces, los alisos e incluso los álamos y chopos.

En una tercera banda se situarían las especies que sólo soportan un encharcamiento temporal, pero que necesitan vegetar sobre suelos frescos ocasionalmente inundados. Son las formaciones de vega, en las que destacan especies como los chopos (*Populus* sp.), los olmos (*Ulmus* sp.), los fresnos (*Fraxinus* sp.) y los tarays (*Tamarix* sp.). Estas zonas han sufrido, como se ha indicado, numerosas agresiones por parte del hombre, al situarse en zonas de gran interés agrícola e industrial.

Sin embargo, esta interpretación de la estructura de las formaciones vegetales de ribera en bandas no tiene siempre una fácil constatación sobre el terreno, ya que en la realidad la heterogeneidad de estos sistemas no permite hablar estrictamente de bandas, sino de tendencias de las distintas especies que forman estos bosques. Las características climáticas, edafológicas e hidrológicas son, junto a la acción del hombre, las que finalmente definen la ubicación y estructura del bosque de ribera.

ESTRUCTURA VERTICAL DEL BOSQUE DE RIBERA

En un bosque de ribera es posible apreciar, de forma general, la siguiente organización vertical:

- Estrato arbóreo: compuesto generalmente por varias especies, aunque con frecuencia dominado, en cada banda, por una sola especie. Está formado, normalmente, por árboles planocaducifolios, proporcionando una intensa sombra a los estratos inferiores.

- Estrato arbustivo: muy habitual en los claros y bordes del bosque, formando una orla muy característica. Se puede hablar, por una parte, de la banda arbustiva más próxima al cauce (dominada por los sauces), y por otra, de los arbustos típicos de la orla espinosa (zarzas, rosales, endrinos, agracejos, majuelos, arraqlanes, etc.).

- Estrato herbáceo: formado básicamente por plantas nemorales, en su mayor parte geófitas. Destacan los helechos, gramíneas y plantas bulbosas, pero también numerosas especies nitrófilas, debido al aporte continuo de materiales arrastrados por el río.

- Estrato lianoide: alcanza un gran desarrollo, sobre todo en las zonas más térmicas, destacando en España especies como la parra silvestre (*Vitis vinifera*), la hiedra (*Hedera helix*), la zarzaparrilla (*Smilax aspera*), la nueza negra (*Tamus communis*), el lúpulo (*Humulus lupulus*), las rubias (*Rubia sp.*), la brionia (*Bryona cretica*) y las madreselvas (*Lonicera sp.*).

- Estrato epifítico: está formado, generalmente, por musgos, hepáticas y líquenes (criptógamas no vasculares), y suele ser abundante y diverso.

PRINCIPALES FORMACIONES

En el caso de España, es posible establecer la siguiente distribución de formaciones vegetales de ribera. Junto al nombre de la formación se indica la especie principal.

Región eurosiberiana	Región mediterránea
Alisedas (<i>Alnus glutinosa</i>)	Alisedas (<i>Alnus glutinosa</i>)
Saucedas (<i>Salix sp.</i>)	Saucedas (<i>Salix sp.</i>)
Fresnedas excelsas (<i>Fraxinus excelsior</i>)	Abedulares (<i>Betula alba</i> , <i>B. pendula</i>)
Abedulares (<i>Betula alba</i> , <i>B. pendula</i>)	Alamedas y choperas (<i>Populus alba</i> , <i>Populus nigra</i>)
Avellanedas (<i>Corylus avellana</i>)	Tarayales (<i>Tamarix sp.</i>)
	Fresnedas (<i>Fraxinus angustifolia</i>)
	Tamujares (<i>Securinega tinctoria</i>)
	Olmedas (<i>Ulmus minor</i>)
	Adelfares (<i>Nerium oleander</i>)
	Lodonares (<i>Celtis australis</i>)
	Alocares (<i>Vitex agnus-castus</i>)
	Loreras (<i>Prunus lusitanica</i>)
	Otras formaciones de matorrales riparios

Uno de los árboles ripícolas más conocidos es el aliso (*Alnus sp.*). Su sistema radicular necesita un contacto permanente con el agua. Cumple una notable función de estabilización de las orillas, por lo que se ha utilizado en muchas zonas de Europa con esta finalidad. No es menos importante su papel como especie fertilizadora del suelo, por su capacidad para fijar nitrógeno. En países como Dinamarca y Alemania ha sido utilizado para recuperar tierras agotadas por los cultivos.

Por lo que respecta a los álamos y chopos, *Populus alba* y *Populus nigra*, son dos especies autóctonas, pero muy difundidas por el territorio peninsular por el hombre, que ha contribuido a la expansión de la distribución geográfica de estas formaciones, por el interés que estas especies tienen desde un punto de vista recreativo e industrial. Aún con requerimientos ecológicos algo diferenciados, aparecen en ocasiones en contacto.

Mucho más frecuentes son los tarays (también conocidos como tarajes, tarayes y tamarindos). Son árboles capaces de soportar la presencia de suelos pobres o salinos (*Tamarix gallica*, *Tamarix africana*), llegando incluso a preferir este tipo de suelos (*Tamarix boveana*, *Tamarix canariensis*), alcanzando su óptimo en los arroyos y ramblas de zonas de carácter semiárido y árido. Los tarays forman bosques muy luminosos, aunque densos. Juegan un importante papel al vegetar sobre dichos suelos, siendo de rápida colonización y crecimiento.

Los fresnos ocupan suelos de vega ricos en nutrientes. Viven generalmente en las proximidades de los ríos, aunque también pueden ocupar zonas con encharcamiento temporal alejadas de cualquier cauce. Tienen una gran importancia como suministradores de material leñoso al ganado (ramoneo), por lo que han sido muy aprovechados por el hombre. Entre las especies más importantes, destacan *Fraxinus angustifolius* (fresno de hoja estrecha, fresno de la tierra), *Fraxinus excelsior* (fresno de hoja ancha) y *Fraxinus ornus* (fresno de flor).

Una especie cada vez menos frecuente es el olmo (*Ulmus minor*), que ocupó una gran superficie, mermada primero por la extensión de los cultivos agrícolas y más tarde por la grafiosis. Esta enfermedad apareció en Holanda en 1919, y desde entonces ha ido diezmando las olmedas europeas. A pesar de las diferentes medidas adoptadas, lo cierto es que el olmo comienza a ser una especie rara en el paisaje español, donde antes era muy abundante en los setos, cunetas, zonas agrarias, etc.

Es preciso hacer referencia también a los sauces, típicos representantes de la vegetación ripícola. Pueden constituir formaciones arborescentes o arbustivas, que prosperan en suelos frescos con humedad. Muy buscados para la obtención de mimbre, artesanía que aún prospera en determinadas zonas, en la actualidad son muy utilizados para consolidar las orillas de los cauces, gracias a su gran facilidad para brotar de esqueje. Entre las principales especies de nuestro país cabe citar *Salix alba*, *Salix fragilis*, *Salix salviifolia*, *Salix atrocinerea*, *Salix triandra*, *Salix eleagnos*, *Salix purpurea*, *Salix cantabrica*, *Salix daphnoides*, junto a sus numerosos híbridos.

En cuanto a las comunidades vegetales de vega, son fundamentalmente formaciones arbóreas hidrófilas de comportamiento caducifolio. Fisonómicamente, se asemejan a los bosques de ribera, sin embargo, están compuestos generalmente por un mayor número de especies arbóreas dominantes, lo que incrementa la riqueza cromática y estructural.

Asimismo, los bosques de vega pueden poseer un aspecto similar al de los bosques caducifolios de ladera. En comparación a las comunidades de las orillas, las formaciones de vega se caracterizan por desarrollarse sobre sustratos mucho más consolidados, que favorecen la evolución de suelos mejor estructurados y profundos, sin que ello disminuya la variaciones en la granulometría, porosidad y drenaje (Lara *et al.* 2005).

Los suelos de vega son ricos en nutrientes gracias a los aportes fluviales y a los procedentes de la escorrentía de ladera, así como por la abundante materia orgánica derivada de la hojarasca de los propios bosques de vega. Estos, además, tienen unos requerimientos hídricos menores que los exigidos por aquellos que colonizan el espacio afectado mas frecuentemente por la corriente fluvial; así, la menor presencia de agua –en cantidad y tiempo de permanencia–, facilita la coexistencia de plantas hidrófilas con otras más habituales en los ambientes no riparios o climatófilos. De esta forma, se pone de manifiesto el carácter transicional que en muchas ocasiones desempeña el bosque de vega entre la ribera y la ladera.

FUNCIONAMIENTO DEL BOSQUE RIPARIO

LA RELACIÓN DE LA VEGETACIÓN CON LA ESTRUCTURA Y FUNCIONAMIENTO DEL SISTEMA FLUVIAL

En los últimos años se ha incrementado notablemente el número de trabajos que analizan el papel de la vegetación riparia en el paisaje fluvial. Existen, al menos, tres procesos básicos por los que la vegetación influiría en los procesos hidrológicos (Lara *et al.* 2005):

- i. El impacto físico de las formaciones y de los restos de vegetación de ribera sobre la hidráulica fluvial.
- ii. El efecto de la fisiología de las plantas sobre el ciclo del agua.
- iii. El efecto de la vegetación sobre la calidad del agua.

En particular, y en relación al primero de estos procesos, existen cuatro tipos de mecanismos por los que la vegetación de ribera influye activamente en los procesos fluviales. Dos de ellos son mecanismos abióticos, la resistencia de la vegetación al flujo y el efecto de los sistemas radiculares sobre la erodibilidad de los sedimentos. Otros dos son mecanismos bióticos, las estrategias reproductivas adoptadas por las especies vegetales y la naturaleza, magnitud y época de dispersión de los propágulos. Estos mecanismos bióticos son de extrema importancia, al influir en la distribución temporal y en el establecimiento de la vegetación riparia, aunque muchos otros controles bióticos y abióticos ejercen influencia en el establecimiento espacio-temporal de estas especies.

La vegetación riparia leñosa influye en todos los procesos de erosión que se desarrollan en la zona ribereña. Por ello, resulta complicado cuantificar el efecto de los árboles sobre la tasa de erosión de las riberas y márgenes. El análisis de la tasa de erosión en riberas vegetadas y no vegetadas ha mostrado que los cauces cuyas márgenes están bien vegetadas migran de manera más lenta que aquellos que no cuentan con una vegetación de ribera de cierta entidad, y que los cauces vegetados son, por lo general, más estrechos que los no vegetados.

LA DINÁMICA INTERNA DEL BOSQUE DE RIBERA

Las diferentes especies vegetales que componen las formaciones riparias presentan diferente capacidad para la regeneración a partir de semillas o a partir de fragmentos de otras plantas. Asimismo, la longevidad y los requerimientos para la germinación son variables entre unas y otras especies. Algunas especies producen una gran cantidad de semillas con capacidad germinativa muy limitada en el tiempo (p.ej., *Salix* spp.), mientras que otras producen muy pocas semillas, y se reproducen básicamente por vía vegetativa. Los fragmentos a partir de los cuales se produce este tipo de reproducción pueden consistir en plantas enteras desenraizadas, o cualquier porción de la planta, tanto de la fracción aérea como de la fracción subterránea.

Los propágulos (entendiendo como tales tanto a las semillas como a los fragmentos vegetales) pueden ser dispersados de distintas maneras. Pueden ser depositados en las cercanías de la planta que los origina, o pueden ser dispersados a considerables distancias por el viento, el agua o los animales. En el caso de las especies riparias, el transporte por el agua, conocido como hidrocoria, es especialmente relevante. La hidrocoria actúa como medio para el transporte inicial de los propágulos, o para la movilización de propágulos depositados en la zona riparia, y procedentes de diversas fuentes.

La época de dispersión inicial de los propágulos en relación con el régimen hidrológico puede ser importante, por cuanto define las zonas básicas de deposición de estos materiales de reproducción. Las propias características de la vegetación y de los propágulos que emiten, tales como la cantidad, flotabilidad, tipo y longevidad, pueden ser determinantes también en el éxito reproductivo que se produce tras el transporte y deposición a través del agua. Bajo condiciones propicias, la tasa de crecimiento de las especies riparias suele ser mayor cuando su origen es vegetativo que cuando no lo es.

ESTABLECIMIENTO DE UN RÉGIMEN DE CAUDALES FAVORABLE A LA RESTAURACIÓN

Toda restauración de ríos debiera comenzar por el reestablecimiento de un régimen hidrológico más cercano al régimen natural, especialmente en lo que concierne a la magnitud, frecuencia, duración y época de las avenidas (Magdaleno *et al.* 2008). Este hecho, que es ya reconocido como un paradigma entre numerosos técnicos e investigadores (Poff *et al.* 1997), es imprescindible si queremos asegurarnos del éxito del proyecto de restauración, dado que es la variable básica para la creación de hábitats en el medio fluvial, de una estructura y composición adecuadas en el bosque de ribera, de la conectividad longitudinal y transversal de materia y energía en el espacio fluvial (vía conservación de la dinámica natural del río), y de la puesta en valor del tramo restaurado, desde un punto de vista paisajístico, recreativo y cultural. La inclusión en el régimen de caudales de valores asociados al mantenimiento de las variables que componen el sistema fluvial, es por ello el primer paso en la consecución de actuaciones encaminadas a devolver al río su estructura y funciones naturales. Existen diversas metodologías para dotar al río de este régimen básico para la restauración de los ecosistemas propios de riberas y llanuras de inundación, aunque entre las más reconocidas internacionalmente se pueden citar las siguientes (Magdaleno 2005, Hughes & Rood 2003).

LA RESTAURACIÓN DEL BOSQUE DE RIBERA

La recuperación de la vegetación riparia debería ser generalmente un proceso natural, sin más intervención humana que la de evitar que se produzcan nuevas agresiones, y la de asegurar que exista espacio suficiente para esta regeneración.

Sin embargo, en numerosas ocasiones, es preciso llevar a cabo una repoblación, capaz de acelerar el proceso de recuperación de la vegetación. En este caso, es preciso utilizar arbustos y árboles de carácter ripario de fácil enraizamiento, y seleccionar, en cada área, las especies autóctonas de carácter local.

Al utilizar elementos autóctonos se minimiza el efecto de la intervención humana, evitando la contaminación biológica que supone la introducción de especies alóctonas en estos ambientes. Además, las especies autóctonas son las mejor adaptadas al medio, lo cual no sólo quiere decir que se desarrollan bien bajo esas condiciones ecológicas, sino que además se encuentran en equilibrio con los demás organismos que conforman los ecosistemas naturales de la zona.

El proceso de revegetación

La plantación de ejemplares de especies vegetales propias de las riberas conlleva la realización de un conjunto de trabajos, necesarios para asegurar el buen fin de la misma y el objetivo último de la plantación. Estos trabajos son los que se describen a continuación (Magdaleno *et al.* 2008).

Preparación del terreno

La preparación del terreno se encuentra muy condicionada por su estado anterior, tanto en lo que respecta a la estructura de sus horizontes, como en cuanto a la vegetación que previamente se asentaba sobre él. La zona en la que se piensa desarrollar esta actuación puede acoger cultivos agrícolas, cultivos forestales, masas de árboles o arbustos naturales o estar desprovista de cubierta vegetal leñosa.

En el caso de tratarse de leñosas cuya continuidad no se considere adecuada para lograr el objetivo del proyecto, se puede proceder a su corta o desbrozado, y posteriormente, en caso de ser necesario, al destocoado de los ejemplares eliminados. Los procedimientos clásicos de destocoado incluyen el destocoado a máquina o con productos químicos, aunque éste último no resulta aconsejable en el caso que nos ocupa, dada la sensibilidad y fragilidad de los ecosistemas ribereños. El destocoado a máquina puede realizarse mediante retroexcavadoras o barrenas destocadoras.

Si se trata de terrenos que han soportado con anterioridad un cultivo agrícola, pueden requerir una labor profunda, que puede no ser necesaria si la plantación se efectúa a raíz profunda con retroexcavadora.

Marcado de hoyos

El marcado de hoyos puede realizarse con un tractor, en el caso de plantaciones de tamaño elevado, pero si se trata de plantaciones pequeñas suele hacerse a mano. El lugar de plantación será el lugar señalado mediante una rama, jalón, cuerda o mancha de pintura o marcador (p.ej., cal en suspensión en agua). Es recomendable la utilización de elementos claramente distintivos, que no den lugar a dudas al equipo de plantación, y que no puedan ser derribados o borrados con facilidad durante la ejecución de las actuaciones.

Apertura de hoyos y plantación

Los hoyos suelen realizarse manualmente, con barrenas asociadas a un tractor, o con retroexcavadoras con palas o cazos de dimensiones variables. En el caso de tratarse de plantaciones de cierta entidad suele preferirse el uso de máquinas retroexcavadoras, aunque su uso tiene la desventaja de ser más costoso y lento que los procedimientos más sencillos, y de mover más el terreno, lo cual resulta especialmente desaconsejado en los terrenos próximos a los cauces, por lo general mal adaptados, por cuestiones físicas y ecológicas, a la introducción de maquinaria pesada. Por el contrario, tiene la ventaja de no requerir labores previas en el terreno, y de obtener una mayor profundidad de los hoyos y la posterior plantación.

La primera manipulación que sufre la planta es su transporte desde el vivero al lugar de plantación. El mayor riesgo en esta fase es la desecación de la planta en su parte aérea o radical. El transporte de las plantas del vivero a la zona de plantación se hace en camión. Cuando la planta es en envase, debe comprobarse que el sustrato está húmedo, y que el transporte se ha realizado en un vehículo cubierto que proteja la insolación directa y la desecación por el aire. El apilado de las plantas en camión debe evitar doblar tallos y raíces, que puedan dar lugar a roturas y heridas en las plantas. Lo ideal es que la recepción de la planta se produzca en el momento en que se va a realizar su plantación, y en entregas sucesivas para evitar el almacenamiento prolongado. Si esto no es posible, el almacenamiento puede ser mediante aviverado, o preparando un lugar resguardado del viento y la insolación directa, y donde se disponga de agua para algún riesgo de mantenimiento.

Resulta conveniente que la plantación de las especies arbóreas permita el contacto de las raíces de las plantas con el agua a lo largo de todo el año. Por esta razón, la excavación manual o mecanizada debe profundizar hasta alcanzar el nivel mínimo de estiaje de la capa freática. Si se trata de operaciones realizadas durante el invierno, con niveles freáticos altos, esto supone que la parte final del hoyo será excavada bajo el agua.

Si la apertura de hoyos y plantación se realiza de manera simultánea, la tierra de cada hoyo puede servir para rellenar el anterior, que tendrá la planta recién colocada. De esta forma, se rellenará un hoyo a la vez que se excava el siguiente, consiguiendo la inversión de los horizontes del suelo en cada hoyo. Es conveniente que la planta quede con su raíz situada en el punto más bajo del hoyo. La tierra extraída del primer hoyo se esparcirá por los alrededores, y la del último se recogerá superficialmente de sus inmediaciones (Navarro 1977).

Época de plantación

La plantación debe realizarse cuando la savia esté parada, entre mediados de otoño y mediados de primavera, en función de las características concretas de cada zona, e incluso de las condiciones atmosféricas de cada año. Debe plantarse cuando el suelo tenga tempero, es decir, tras comenzar el periodo de lluvias, con suelo fresco y húmedo. No es recomendable realizar la plantación en periodos de heladas o con nieve, o cuando haya vientos fuertes.

Es conveniente, además, que el terreno esté asentado, sin bolsas de aire, para lo cual se pueden dejar pasar dos meses entre la preparación del terreno y la plantación, salvo que se trate de un ahoyado con plantación simultánea (Monsalve 1995).

Riego

Cuando se llevan a cabo plantaciones de especies vegetales de ribera a raíz profunda, no suele ser necesario el riego de las plantas. En el resto de casos, y en función de las características hidrológicas, físicas y ambientales del tramo en el que se lleva a cabo la plantación, puede ser aconsejable la consideración de riegos tras la plantación, en especial en los dos primeros periodos de estío posteriores a la misma.

El riego pié a pié con cisternas y haciendo alcorques en cada árbol puede tener un doble objetivo: riegos de establecimiento y riegos de mantenimiento.

Tipo de planta

En las plantaciones asociadas a proyectos de revegetación suele utilizarse planta pequeña, de 1 o 2 savias, a raíz desnuda o en envase, o en algunos casos plantones (siempre y cuando se utilice retroexcavadora o barrena helicoidal). En el caso de los proyectos de acondicionamiento, recuperación o restauración fluvial suelen utilizarse plantas algo mayores; asimismo, es frecuente el uso de plantones de especies de géneros como *Populus* o *Fraxinus*, de 2-3 m de longitud.

La elección de la planta que va a utilizarse en la repoblación se realiza teniendo en cuenta el lugar donde va a establecerse, el objetivo de la plantación y la relación coste/calidad. La elección de la planta nunca debe guiarse por criterios de mínimo coste, salvo en condiciones de igualdad de calidad. En las plantaciones es conveniente, en general, la utilización de plantas de pequeño tamaño, ya que son las que muestran una mayor capacidad para superar el estrés de plantación (Pemán & Navarro 1998).

Colocación de protectores

En algunos casos, existen condiciones que pueden poner en peligro la supervivencia de las plantaciones, o, al menos, limitar su crecimiento. Es el caso de determinados factores edáficos y climáticos adversos, ganado doméstico o fauna silvestre. En estos casos, puede ser aconsejable la colocación de protectores de la planta.

Mallas protectoras

Las características de los protectores dependerán del tipo de defensa que la planta necesite. Si el problema está en los cambios bruscos de temperatura o en la presencia de determinados animales salvajes o domésticos, se utilizarán tubos cilíndricos o prismáticos, compuestos por materiales plásticos biodegradables.

En otros casos puede rodearse la planta con una malla plástica o metálica semirrígida, solución más barata y que puede proteger a la planta frente a determinados animales. Las mallas plásticas de protección suelen contar con las siguientes características:

Tubos invernadero

Los tubos invernadero no sólo sirven de protección frente a los animales, sino que además crean unas condiciones favorables para su desarrollo. Son tubos plásticos traslúcidos que se colocan alrededor de la planta, sujetos con un tutor (Pemán & Navarro 1998).

Cerramientos

En caso de resultar más aconsejable la instalación de cercados para el acotamiento al ganado, éstos pueden construirse con postes de madera sin tratamiento de conservación y alambre, de manera adecuada a la posible normativa vigente que regule dichos cerramientos. La utilización de cercados resulta, sin embargo, caro en su construcción y mantenimiento. El coste puede reducirse eligiendo materiales adecuados al objetivo del cerramiento, o apoyándose en otros cerramientos ya existentes.

Protectores de base

En el caso de plantaciones de carácter ornamental (parques fluviales, vías verdes próximas a riberas, etc.), existe la posibilidad de utilizar protectores de base, que evitan, en los primeros años de vida de las plantas, la pérdida de humedad en las inmediaciones del cuello de la raíz, como consecuencia de la acción del sol y del viento. Asimismo, reducen la competencia de las herbáceas. Finalmente, favorecen la realización, sin daños a la planta, de trabajos de conservación, como los desbroces.

Tutores

Los tutores son varas, de madera o metálicas, hincadas más o menos verticalmente en el terreno, a las que se liga el árbol, a la altura de las primeras ramificaciones. También existe la opción de usar vientos, que son cuerdas o cables que se unen por un extremo al tronco del árbol, a una altura conveniente, y por el otro extremo a piquetes hincados en el suelo.

El tamaño de los tutores debe ser proporcional al tamaño de las plantas. El tutor debe colocarse en tierra firme, una vez abierto el hoyo de plantación y antes de efectuar ésta, de forma que se interponga entre el árbol y los vientos dominantes.

Reposición de marras

La reposición de marras consiste en la sustitución de las plantas muertas en la plantación, una vez pasado cierto tiempo de la misma (Pemán & Navarro, 1998). Se van retirando estas plantas, y van siendo sustituidas por otras vivas con las mismas características que las que fueron introducidas en su momento (especie, procedencia, edad, etc.). El porcentaje de marras que se considera admisible en una plantación varía mucho, siendo función de la densidad inicial y el objetivo de la repoblación. El porcentaje no se aplica al conjunto de la zona revegetada, sino a cada rodal o parte de rodal evaluados independientemente.

Las marras normalmente se pueden reponer durante los tres o cuatro primeros años de la plantación. En el caso de las especies de ribera, es recomendable reponerlas al año siguiente de la plantación. La época adecuada para realizar la evaluación de marras es el mes de julio siguiente a la plantación, para evitar que una sequía anormalmente fuerte de lugar a valores inadmisibles que no puedan ser imputados a una deficiente ejecución (Serrada 2000).

Escaradas y desbroces

En zonas de ribera, y en general en terrenos próximos a cauces o humedales, se puede producir un gran desarrollo del tapiz de herbáceas vivaces, que mientras no se produce el desarrollo en profundidad del sistema radical de las plantas introducidas, entran en competencia por los nutrientes del suelo. Para evitarlo, es posible aplicar escardas.

Cuando se produce un extremado crecimiento del matorral, que pueda competir por el agua, nutrientes y luz con las pequeñas plantas instaladas, se puede proceder a realizar desbroces por roza. Estos trabajos pueden ser llevados a cabo de forma manual mediante motodesbrozadoras, mecanizadamente con desbrozadoras de cadenas o rozas al aire, o discos desbrozadores montados sobre un brazo hidráulico movido por un tractor (Serrada 2000).

DIMENSIONES REQUERIDAS PARA EL BOSQUE DE RIBERA RESTAURADO

No existe una fórmula universal para diseñar una franja de vegetación riparia. El diseño de sus características depende del objetivo que se pretenda para el mismo, y del esfuerzo que se esté dispuesto a hacer, tanto a nivel financiero como técnico.

Una primera recomendación de carácter general es la de dotar al bosque revegetado de unas dimensiones que proporcionen un grado aceptable de cumplimiento de los objetivos con un coste igualmente aceptable. Generalmente, cuanto mayor sea un bosque revegetado, más importantes serán las funciones que realice, aunque esta capacidad no depende sólo de la superficie, sino también de la estructura y composición del mismo.

Dimensiones del buffer: Sin duda, la anchura del bosque es uno de los factores que más influyen en la eficacia del mismo. Cuanto mayor sea la anchura de la franja, más capacidad tendrá para cumplir sus funciones en el medio fluvial. Sin embargo, algunas de estas funciones no están directamente relacionadas con la anchura, y dependen en mayor medida de otras características del bosque. Es el caso, por ejemplo, del filtrado de sedimentos y contaminantes. En un primer momento, la eficacia aumenta con rapidez al aumentar la anchura, pero la tasa de eficacia disminuye progresivamente al incrementarse la anchura (McNaught *et al.* 2003).

No existe, en cualquier caso, ningún acuerdo general sobre la anchura mínima que debe tener un bosque ripario para ser eficaz, ni siquiera considerando un único objetivo para el mismo. En los últimos años, se han publicado muchas propuestas de cálculo de la anchura, aunque son por lo general de carácter bastante local, por lo que deben servir únicamente como guía para su dimensionamiento en otras condiciones.

Por ejemplo, Wenger (1999) recomienda una anchura de 30 m para el filtrado de sedimentos, con una anchura mínima de unos 10 m en terrenos planos o con menos problemas de erosión. Ghaffarzadeh *et al.* (1992, en NCASI, 2000) estudiaron la eficacia de la franja de vegetación riparia en la eliminación de sedimentos a diferentes anchuras, en pendientes del 7 al 12%, obteniendo el siguiente cuadro de recomendaciones.

Objetivo	Vegetación	Anchura
Eliminación de sedimentos	Herbácea	9 - 30 m
Eliminación de nitrógeno	Arbolada y arbustiva	15 - 30 m
Eliminación de fósforo	Herbácea	9 - 30 m
Mejora de la distribución del régimen hidrológico	Arbolada y arbustiva o herbácea	Toda la llanura de inundación
Estabilización del cauce	Arbolada y arbustiva	Según la densidad de las raíces
Mejora de hábitats en el cauce	Arbolada y arbustiva	20 - 30 m
Mejora de hábitats en las márgenes	Arbolada y arbustiva	100 m
Reducción de la temperatura del agua	Arbolada y arbustiva	10 m (mínimo)
Eliminación de pesticidas	Arbolada y arbustiva o herbácea	15 m (mínimo)

Otros autores han desarrollado diferentes fórmulas para determinar la anchura correcta del bosque restaurado, considerando variables como la pendiente. Por lo general, en todas ellas, un aumento de pendiente da lugar a un mayor requerimiento de anchura para el bosque restaurado.

EL USO DE LA BIOINGENIERÍA EN LA RESTAURACIÓN DEL BOSQUE RIPARIO

En los ríos y humedales encontramos especies vegetales con unas propiedades muy especiales debido a su adaptación a una zona altamente dinámica: avenidas, sequías, transporte de sedimentos, etc. Clásicamente se han utilizado árboles y arbustos de ribera (sauces, alisos, etc.) para estabilizar márgenes de ríos pero estos, para ser efectivos, necesitan unos requerimientos mínimos de humedad difíciles de alcanzar en muchos ambientes fluviales o lacustres. Nos referimos a las técnicas de estabilización con material vivo o ingeniería naturalística que se basan en la utilización de material vivo: estaca, plantación, entramados, fajinas, etc. Además de la humedad, otro límite para estas técnicas en zonas de alta presión demográfica es que el desarrollo de los árboles en cauces estrechados artificialmente puede ser problemático en caso de avenidas (Magdaleno *et al.* 2008).

Por esta razón, la bioingeniería, sin descartar el recurso de las plantaciones de árboles y arbustos en determinados casos y circunstancias, opta prioritariamente por el uso de las herbáceas como manera más rápida de estabilización. Una vez que tenemos el escenario de nuestra restauración estabilizado es posible plantear las plantaciones en función de las características del medio, del proyecto y de la viabilidad de su mantenimiento inicial. La bioingeniería aplicada a ríos viene introduciendo la utilización de herbáceas desde finales del siglo XX.

Entre las plantas que se vienen usando con más frecuencia se encuentran el lirio amarillo (*Iris pseudacorus*), el carrizo (*Phragmites australis*), el junco boval (*Scirpus holoschoenus*), resistente a sequías pero también a avenidas, el junco (*Juncus acutus*), resistente a la salinidad, *Carex pendula*, *Carex vulpina*, *Claudium mariscu*, las espadañas (*Typha* sp), etc.

LITERATURA CITADA

- Costa, M., Morla, C., Sainz, H. (eds.). 1997. *Los bosques ibéricos*. Planeta, Barcelona.
- Ferreras, C. & Arozena, M.E. 1995. *Los Bosques. Serie "Guía física de España"*. Alianza Editorial.
- Hughes, F.M.R. & Rood, B. 2003. Allocation of river flows for restoration floodplain forest ecosystems: A review of approaches and their applicability in Europe. *Environmental Management* 32: 12-33.
- Lara, F., Garilletti, R., Ramirez, P., Varela, J.M. 1996. *Estudio de la vegetación de los ríos carpetanos de la cuenca del Jarama*. Serie Monografías. Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas, Ministerio de Fomento. Madrid.
- Lara, F., Garilletti, R., Calleja, J.A. 2005. *La vegetación de ribera de la mitad norte española*. Serie Monografías. Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas, Ministerio de Fomento. Madrid.
- Magdaleno, F. *et al.* 2008. *Manual de técnicas de restauración fluvial*. Monografía M-100. CEDEX.
- McNaught, D., Rudek, J., Spalt, E. 2003. *Riparian Buffers*. Common sense protection of North Carolina's Water. Environmental Defense.

- Monsalve, M. (coord.). 1995. Manual de Forestación. Junta de Castilla y León, Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. 189 p.
- Navarro, M. (coord.). 1977. Técnicas de Forestación – 1975. ICONA, Ministerio de Agricultura. 211 p.
- Pemán, J. & Navarro, R. 1998. *Replantaciones forestales*. Universidad de Lleida.
- Peñuelas, J.L. & Ocaña, L. 1997. Cultivo de plantas forestales en contenedor. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación – Mundi-Prensa.
- Poff, N.L. *et al.* 1997. The natural flow regime: A paradigm for conservation and restoration of river ecosystems. *BioScience* 47: 769-784.
- Serrada, R. 2000. Apuntes de repoblaciones forestales – 3ª edición. Escuela Universitaria de Ingeniería Técnica Forestal. Madrid.
- Wenger, S. 1999. A review of the scientific literature on riparian buffer width, extent and vegetation. Institute of Ecology, University of Georgia, Athens, Georgia.
- http://outreach.ecology.uga.edu/tools/buffers/lit_review.pdf



10. REHABILITACIÓN ECOLÓGICA DE AGROPAISAJES GANADEROS EN COLOMBIA

Zoraida Calle, Enrique Murgueitio, Julián Chará

Áreas de Restauración Ecológica, Ganadería Sostenible y Sistemas Acuáticos de CIPAV

INTRODUCCIÓN

Los sistemas ganaderos siguen siendo la principal forma de ocupación del territorio en Colombia y en otros países latinoamericanos. Según la Encuesta Nacional Agropecuaria de 2008 (CCI-MADR 2008), en 2002 la superficie ocupada por pastos ganaderos correspondía al 77 % de las tierras utilizadas por el sector agropecuario colombiano. La transformación, directa o indirecta, de esta enorme extensión del territorio en pastizales homogéneos para el pastoreo del ganado ha implicado la degradación de la mayoría de los ecosistemas del país, con consecuencias negativas muy bien documentadas sobre la calidad del agua y la regulación hídrica (Chará y Murgueitio 2005), los suelos (Sadeghian *et al.* 1999), la calidad del aire (LEAD-FAO 2006) y la biodiversidad (Murgueitio y Calle 1999).

En los ecosistemas neotropicales, la formación de praderas artificiales y el pastoreo por grandes rumiantes generan condiciones nuevas que contrastan con la dinámica natural de los paisajes naturales de esta región y que pueden desencadenar múltiples extinciones locales.

Dados la gran escala del uso ganadero de la tierra y sus implicaciones ambientales y sociales, es posible afirmar que la rehabilitación ecológica es un reto enorme para el sector ganadero y para la sociedad en general. Millones de hectáreas de sistemas ganaderos simplificados y basados en el monocultivo de gramíneas, deben ser recuperados con el fin de mejorar su productividad y a la vez aumentar la generación de beneficios sociales y de bienes y servicios ambientales.

La *rehabilitación ecológica* pone un énfasis mayor en la reparación de los procesos ecológicos, la productividad y los servicios de un ecosistema que en el restablecimiento de la integridad biótica preexistente definida en términos de la composición de especies y la estructura de una comunidad biológica (SER 2004). En los paisajes culturales que suelen ser objeto de iniciativas de rehabilitación ecológica, las especies exóticas con frecuencia son parte integral del ecosistema, especialmente como parte de cultivos y sistemas ganaderos (SER 2004). Es aceptable entonces el uso racional de algunas especies que no son componentes de nuestra flora nativa pero que cumplen funciones importantes en el sistema productivo sin poner en riesgo la integridad de los ecosistemas naturales circundantes.

La rehabilitación de agropaisajes ganaderos parte de un análisis realista de los usos actuales de la tierra y de las tendencias previsibles para el futuro cercano. En este sentido, el primer paso consiste en reconocer que el uso predominante de la tierra seguirá siendo la ganadería durante las próximas décadas. En la coyuntura actual de la economía colombiana no es viable plantear una rehabilitación o restauración a una escala espacial importante que implique un cambio definitivo en el uso del suelo. Por el contrario, el reto inmediato consiste en hacer compatibles la producción ganadera y la conservación de la biodiversidad. Para que esto se cumpla la rehabilitación de los sistemas ganaderos debe lograr tres objetivos simultáneamente:

Aumentar la productividad y rentabilidad del sistema productivo en las zonas con mayor dotación agroecológica para la producción.

Mejorar la generación de bienes y servicios ambientales.

Facilitar la liberación de áreas frágiles, marginales y estratégicas para la restauración ecológica de ecosistemas naturales.

Por otra parte, la ganadería, una de las actividades económicas más antiguas y considerada como el complemento natural de la agricultura, puede tener efectos muy variados sobre los ecosistemas naturales. En un manejo convencional basado en el pastoreo de áreas sembradas con pastos en monocultivo, la ganadería suele ser un agente de degradación de los ecosistemas (LEAD-FAO 2006). Por el contrario, un manejo sostenible basado en sistemas silvopastoriles permite que la ganadería sea una herramienta para la rehabilitación ecológica de tierras degradadas (Murgueitio e Ibrahim 2008). Más aún, los sistemas silvopastoriles integrados a corredores de conectividad y a áreas protectoras de ecosistemas naturales pueden formar parte de una estrategia de restauración ecológica y conservación de la biodiversidad para agropaisajes.

CIPAV concibe la restauración como una sub-disciplina de la ecología enmarcada en la reconversión de los sistemas productivos. Nuestro trabajo se basa en la premisa de que incrementar la eficiencia en las áreas más adecuadas para la producción agropecuaria permitirá liberar las áreas frágiles, marginales y estratégicas para la restauración ecológica de ecosistemas naturales. Al sustituir sistemas productivos con una vegetación de estructura simple y predecible por sistemas más complejos con vegetación de varios estratos, los cambios en la matriz del paisaje favorecen la conservación de la biodiversidad (Armbrecht 2008, Rivera 2009). Pero si adicionalmente se logra aumentar las áreas con ecosistemas naturales, los beneficios de largo plazo serán considerablemente mayores.

Este artículo resume experiencias variadas de rehabilitación y restauración ecológica en agropaisajes ganaderos. En la primera sección la ganadería se define como un régimen de disturbios susceptible de ser modificado o re-diseñado para aumentar la generación de bienes y servicios ambientales, y se presentan algunos ejemplos de rehabilitación o reconversión de sistemas ganaderos, basados en este principio. A continuación se resumen algunas lecciones aprendidas del proyecto regional *Enfoques Silvopastoriles Integrados para el Manejo de Ecosistemas*, pionero en el pago por servicios ambientales en tierras ganaderas (Pagiola *et al.* 2005). Se analiza la importancia de incorporar los gustos y percepciones de los productores ganaderos en el diseño de las estrategias de restauración. Finalmente se discuten las perspectivas para llevar a cabo la rehabilitación de sistemas ganaderos integrada a la restauración de corredores de conectividad en el marco del proyecto *Ganadería Colombiana Sostenible*.

LA GANADERÍA COMO RÉGIMEN DE DISTURBIOS

Se denomina *régimen de disturbios* al conjunto de características espaciales y temporales de los disturbios en un paisaje, que proporciona un marco conceptual para analizar las características y consecuencias de los disturbios en un área determinada (Paine y Levin 1981, Pickett y White 1985, Turner *et al.* 1993). La tabla 1 resume los descriptores de un régimen de disturbios y las variables de manejo del sistema ganadero que se relacionan con cada descriptor.

Tabla 1. Régimen de disturbios asociado a la actividad ganadera predominante en Colombia.

Descriptor del régimen de disturbios	Variable de manejo del sistema ganadero
Distribución espacial de la ocurrencia de los eventos a lo largo de gradientes ambientales	Ubicación de áreas de pastoreo y tránsito del ganado
Frecuencia de ocurrencia	Frecuencia del pastoreo y rotación de potreros
Tamaño del área disturbada	Tamaño de los potreros
Intervalo de retorno entre eventos (inversa de la frecuencia)	Período de recuperación de los forrajes
Predecibilidad de la recurrencia de eventos	Variación estacional en la duración de la rotación
Tiempo requerido para disturbar un área equivalente al tamaño del área analizada	Período de pastoreo
Magnitud del disturbio medida directamente como intensidad del agente de disturbio o indirectamente a través del impacto sobre la vegetación (severidad)	Número de animales, peso individual y total, tipo de ramoneo
Interacciones entre diferentes tipos de disturbios	¡Innumerables!

La Tabla 1 permite apreciar que el manejo del sistema ganadero hace parte del régimen de disturbios. Los diferentes tipos de fertilización (química, orgánica o mixta), control de malezas (químico, mecánico o con fuego), las podas o la eliminación de árboles y arbustos, el control de plagas y enfermedades (aplicación de plaguicidas) e incluso el suministro de agua para el ganado, se relacionan con diferentes tipos, intensidades y frecuencias de disturbios. Es importante diferenciar entonces las variables de manejo entre los tres principales tipos de sistemas ganaderos colombianos: sistemas extensivos, sistemas semi-intensivos y pastoreo rotacional intensivo (Tabla 2).

Tabla 2. Diferencias en el régimen de disturbios, relacionadas con el manejo de tres tipos de sistemas ganaderos

Variable / Tipo de sistema	Sistemas extensivos	Sistemas semi-intensivos	Pastoreo rotacional intensivo
Distribución espacial de la ocurrencia de los eventos	Pastoreo prolongado, siempre en el mismo terreno	Pastoreo de duración e intensidad intermedios	Pastoreo intensivo de corta duración
Tamaño de las áreas de pastoreo	Grande (> 20 ha)	Intermedio (5 - 20 ha)	Pastoreo en franjas pequeñas (<1 ha)
Ocupación	1 mes hasta permanente	Intermedia	Instantánea (horas)
Capacidad de carga	Baja carga animal (varias ha animal ⁻¹)	Carga intermedia (1 ha animal ⁻¹)	Carga alta a muy alta (< 1 ha animal ⁻¹)
Pisoteo	Muy alto (el ganado regresa periódicamente por los rebrotes tiernos de los forrajes)	Intermedio	Mínimo (el ganado se mueve únicamente sobre las líneas de cosecha)
Período de recuperación de los forrajes	No existe porque el pastoreo es continuo	2-3 meses	Sistemas sin árboles: 28 a 60 días, con uso intensivo de insumos químicos. Sistemas con árboles: 42 a 90 días en sistemas silvopastoriles intensivos
Predecibilidad	Baja	Media	Alta
Estabilidad en la composición botánica*	Mínima (alteraciones fuertes)	Intermedia	Alta (potreros de composición botánica estable)
Presión sobre sistemas naturales por demanda de madera para cercas	Alta	Alta	Baja o nula
Fuente de energía	Principalmente sol	Algo de energía fósil	Sistemas sin árboles: solo se puede sostener con alto subsidio de energía fósil Sistemas con árboles: sol
Formación de parches de suelo desnudo y compactación del suelo	Alta	Media	Baja
Volumen y distribución de excretas	< 10 ton ha ⁻¹ año ⁻¹ , distribución relacionada con sesteaderos del ganado	Intermedia	Sistema silvopastoril Intensivo: > 90 ton ha ⁻¹ año ⁻¹ , distribución uniforme
Uso de herbicidas químicos	Alto	Medio	Bajo
Uso del fuego para control de arvenses	Alto	Ocasional	En sistemas silvopastoriles: nunca
Aplicación de fertilizantes de síntesis y enmiendas a los suelos	Casi nunca	Ocasional, casi siempre enmiendas para reducir acidez (cal)	Sistemas sin árboles: alta y frecuente (más de 150 Kg N ha ⁻¹ año ⁻¹) Sistemas con árboles: Con alta densidad de árboles y arbustos no se requiere

* Estabilidad en la composición botánica. Con el tiempo los sistemas extensivos pueden llegar a estar dominados por arvenses no palatables como helechos y plantas leñosas, que en algunos ecosistemas inician la sucesión hacia bosques incluso con un pastoreo activo del ganado. Los ganaderos y los ecólogos suelen tener interpretaciones y valoraciones contrarias de este fenómeno. Lo que para los ganaderos implica una degradación de sus potreros para los ecólogos es un indicador de restauración del sistema, en la medida en que éste incorpora un mayor número de especies propias del bosque. Sin embargo, ganaderos y ecólogos coinciden en llamar potreros degradados a aquellos terrenos donde las gramíneas palatables son sustituidas por helechos o gramíneas invasoras como la colosuana o kikuyina *Bothriochloa pertusa*, rabo de zorro *Andropogon bicornis*, pasto ratana *Ischaemum ciliare* y el espartillo *Sporobolus indicus*, que suman millones de hectáreas invadidas en América. En estos casos la degradación impide que los pastos sean aprovechados por el ganado y detiene la sucesión secundaria hacia bosques.

EJEMPLOS DE REHABILITACIÓN O RECONVERSIÓN DE SISTEMAS GANADEROS

Los *sistemas silvopastoriles* integran el manejo de árboles y la producción ganadera, y pueden ser de varios tipos: árboles dispersos en potreros, cercas vivas, bancos forrajeros o sistemas silvopastoriles intensivos. En todos los casos, estos sistemas ofrecen beneficios múltiples y variados que incluyen la preservación de las fuentes de agua y el mejoramiento de las condiciones del suelo, los pastos, el ganado y la biodiversidad asociada. Con el tiempo se observa la recuperación de la entomofauna, la avifauna local y migratoria, los reptiles y los pequeños mamíferos, y se restablecen algunos procesos ecológicos vitales para el funcionamiento adecuado del ecosistema, tales como la dispersión de semillas y el reciclaje de nutrientes. La suma de estos factores determina un mejoramiento del agropaisaje y un aumento en su capacidad de ofrecer bienes y servicios ambientales (Murgueitio e Ibrahim 2008, Murgueitio 2008, Calle 2007, Harvey *et al.* 2005).

El *sistema silvopastoril intensivo* (SSI) es una modalidad de agroforestería pecuaria para la producción amigable con el medio ambiente y de alta calidad, que incorpora arbustos forrajeros como la acacia forrajera *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit y el botón de oro *Tithonia diversifolia* (Hemsl.) A. Gray en altas densidades (hasta 10 mil por hectárea), asociados a pastos mejorados de alta producción de biomasa y árboles maderables nativos o introducidos. El pastoreo rotacional intensivo con cercas eléctricas y la oferta permanente de agua de abrevadero, contribuyen a sostener altas cargas animales y una mayor producción natural de leche y carne por hectárea (Murgueitio *et al.* 2009). Este sistema permite maximizar las ventajas económicas y ambientales de la integración de árboles y gramíneas.

Un elemento clave en el funcionamiento del sistema silvopastoril intensivo es la leucaena *Leucaena leucocephala*, una especie forrajera para climas cálidos y medios que reúne las siguientes características importantes:

- Una tasa muy alta de fijación de nitrógeno.
- Buen desempeño en asociación con las gramíneas.
- Fácil transferencia del nitrógeno a las plantas vecinas.
- Alta tasa de consumo por parte del ganado.
- Tallos elásticos que le confieren una tolerancia al ramoneo mayor que la de otras leguminosas.
- Rebrote rápido y vigoroso con un período de recuperación similar al del pasto.
- Conservación de la humedad en el potrero.
- Hojarasca de descomposición muy rápida.
- Extracción de nutrientes de capas profundas que no están disponibles para las gramíneas y leguminosas rastreras.

Aunque la *Leucaena* le aporta directamente al sistema solo 15 ton de Materia Seca (MS) $\text{ha}^{-1} \text{año}^{-1}$, es capaz de triplicar o cuadruplicar la producción total de MS del sistema (hasta 80 ton MS $\text{ha}^{-1} \text{año}^{-1}$) gracias a un efecto catalítico que logra que las gramíneas asociadas expresen todo su potencial biológico. Adicionalmente las podas de la *Leucaena* aportan 3 ton MS $\text{ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ representadas en tallos que se incorporan al suelo, mejorando el reciclaje de nutrientes y la capacidad de retención de agua. La tabla 3 compara la producción de materia seca en tres sistemas ganaderos: (1) pasto estrella sin *Leucaena*, (2) pasto estrella sin *Leucaena* y con alta fertilización nitrogenada y (3) pasto estrella con *Leucaena* en alta densidad y sin fertilización. La presencia de la *Leucaena* en el sistema permite sustituir el incremento en la producción de materia seca que se logra con la adición de 800 kg de úrea (Murgueitio y Solorio 2008).

Por esta razón, es necesario valorar la contribución de *Leucaena leucocephala* en los sistemas ganaderos (incremento en la productividad y generación de bienes y servicios ambientales) frente al riesgo mínimo de incluir un árbol centroamericano naturalizado hace más de un siglo en Colombia en un sistema que de todos modos está dominado por gramíneas africanas de mayor potencial invasor.

Tabla 3. Producción de materia seca en tres tipos de sistemas ganaderos.

Pasto estrella sin <i>Leucaena</i>	Pasto estrella sin <i>Leucaena</i> con fertilización nitrogenada (800 kg de úrea equivalentes a 400 kg N $\text{ha}^{-1} \text{año}^{-1}$)	Pasto estrella con <i>Leucaena</i> en alta densidad, sin fertilización
20-25 ton MS $\text{ha}^{-1} \text{año}^{-1}$	80 ton MS $\text{ha}^{-1} \text{año}^{-1}$	80 ton MS $\text{ha}^{-1} \text{año}^{-1}$

Fuente: Murgueitio y Solorio 2008.

A continuación se describen algunos ejemplos de rehabilitación ecológica de sistemas ganaderos.

Ejemplo 1

Sistemas silvopastoriles para la rehabilitación de tierras ganaderas degradadas por el monocultivo de algodón en el Valle del río Cesar.

Esta reconversión ganadera de gran escala se lleva a cabo en los municipios de San Diego y Codazzi, Cesar, situados en la región Caribe, con precipitación entre 1000 y 1200 mm, bajo un régimen monomodal caracterizado por el bajo número de eventos de lluvia al año. En esta región el período seco de 3 a 7 meses es un cuello de botella para la ganadería: la producción regional de leche cae en más de 50%; la reproducción del ganado se reduce en igual proporción; los animales de cría dejan de ganar peso, y las enfermedades parasitarias e infecciosas atacan con mayor severidad a los animales como resultado del estrés nutricional y calórico. La línea base o punto de partida al inicio de la rehabilitación eran sistemas ganaderos extensivos sin árboles, de muy baja productividad y con mínima producción de biomasa durante la estación seca, donde los pastos se degradaban rápidamente y la biomasa comestible desaparecía durante los meses secos.

En este agropaisaje el sistema silvopastoril intensivo de *Leucaena* en alta densidad se ha convertido en una herramienta útil en la lucha contra la desertificación y la degradación de los suelos. Cuatro meses después de establecido, el silvopastoril intensivo logra una recuperación evidente de la vegetación en suelos degradados por el monocultivo y afectados por la compactación y la pérdida de la capa vegetal. Las temperaturas mínima y máxima de los SSI son 14°C menores que las que se registran en potreros aledaños sin árboles, lo cual se refleja en la condición corporal y el bienestar de los animales (Murgueitio *et al.* 2009). El impacto sobre la producción es dramático: los potreros que antes tenían una capacidad de carga de 1,2 Unidades de Gran Ganado (1 UGG = 450 kg) por hectárea y una producción de leche de 1,7 L vaca⁻¹ día⁻¹ han pasado a soportar más de 4 UGG ha⁻¹ y producir 4,1 L de leche vaca⁻¹ día⁻¹ (Cuartas *et al.* 2009).

Con un riego moderado, equivalente a 25% del que se aplica en el cultivo de algodón, es posible elevar aún más la capacidad de carga de los potreros, hasta 5 UGG ha⁻¹. En el valle del río Cesar, los sistemas silvopastoriles intensivos están promoviendo una transformación positiva del agropaisaje y un uso de la tierra más compatible con la biodiversidad.

Una versión de este sistema que logra mayores beneficios ambientales es el sistema silvopastoril intensivo con árboles maderables, que incorpora 5000 arbustos forrajeros y 500 árboles maderables por hectárea y puede optar al Incentivo a la Capitalización Rural (Murgueitio 2009).

En la finca Rancho Alegre, situada en el municipio de San Diego (Cesar), el silvopastoril intensivo permitió evitar la eliminación de un cultivo de mango de 18 años que el productor iba a talar por su baja productividad. Se hizo una poda y entresaca de los árboles de mango antes de sembrar la *Leucaena* y las gramíneas entre ellos. El nuevo silvopastoril con sombrío de mango tiene una capacidad de carga de 4 UGG ha⁻¹ en la época de lluvias y de 2,5 durante la estación seca.

Ejemplo 2

Sistemas silvopastoriles y recuperación de corredores ribereños en la finca Andorra, Cubarral, Meta.

Esta finca está situada en un sector del piedemonte Llanero con precipitación superior a 3000 mm año⁻¹. El proceso de reconversión incluye (1) la recuperación de la cobertura arbórea a lo largo de cursos de agua y alrededor de lagunas y manantiales, y (2) la sustitución de potreros sin árboles por sistemas silvopastoriles intensivos. Durante la primera fase de este proceso se sembraron 5510 árboles, que incluyen tres especies exóticas (*Gmelina arborea*, *Acacia mangium* y *Leucaena leucocephala*) y 18 especies nativas, entre ellas *Erythrina fusca*, *Anadenanthera peregrina*, *Trichanthera gigantea*, *Albizia guachapele* y *Cedrela odorata*. En un inventario rápido se registró una “supervivencia” del 99.6% de los árboles sembrados durante el primer año. Esta cifra refleja el compromiso del productor con su proyecto de reforestación, porque llevó a cabo todas las resiembras necesarias para conservar el número inicial de árboles, además de varias fertilizaciones órgano-minerales y limpiezas.

Esta es la primera experiencia documentada de reforestación con yopo *Anadenanthera peregrina* (L.) Sp. (Fabaceae), un árbol de gran importancia comercial como fuente de carbón de leña y sometido a explotación intensiva (Hernández 2009). El crecimiento diamétrico del yopo fue comparable al de *Acacia mangium* (y superado solo por *Gmelina arborea*) y el crecimiento en altura fue equivalente al de *G. arborea* (superado solo por *A. mangium*). Solo 15 meses después de la siembra, el bosque joven muestra un cierre incipiente del dosel y una reducción del crecimiento de las gramíneas, que presagian una regeneración activa de plantas leñosas nativas bajo los árboles sembrados.

El sistema silvopastoril intensivo de la finca Andorra es un uso mixto de la tierra que además de las gramíneas y la *Leucaena* incorpora sombrío de *Anadenanthera peregrina*, *A. mangium*, *A. guachapele* y franjas de los arbustos *Tithonia diversifolia* y *Crotalaria argentea* para ramoneo. Por lo tanto, este potrero rehabilitado también tiene una vegetación de estructura compleja con mayores beneficios para la biodiversidad que los que ofrece el sistema ganadero convencional sin árboles.

Ejemplo 3

Sistemas silvopastoriles de la Hacienda El Chaco, Piedras, Tolima.

Esta hacienda está situada a 605 m.s.n.m. en el bosque seco tropical de la Meseta de Ibagué, Alto Magdalena, con una precipitación de 1200-1300 mm año⁻¹ y una extensión total de 413 ha. La situación actual de los sistemas ganaderos que predominan en la Terraza de Ibagué permite ilustrar las condiciones de la hacienda El Chaco hace dos décadas, cuando inició el proceso de reconversión. Sistemas extensivos con una carga animal de 0,55 UGG ha⁻¹ han dado paso con el tiempo a dos tipos de sistemas silvopastoriles: (1) sistema silvopastoril para ganado de ceba con una carga animal de 2,5 UGG, que produce 45 kg de carne más cada mes que el sistema típico de la línea base; (2) sistema silvopastoril intensivo para ganado de leche con una carga animal de 3,5 UGG y una producción de 9,5 litros vaca⁻¹ día⁻¹. Hoy en día la Ganancia Diaria de Peso (GDP) es de 550-750 g animal día.

Algunos elementos claves en la eficiencia productiva de esta hacienda son: (1). 3.7 Ha de banco forrajero de mararratón *Gliricidia sepium*, con 18 años en producción continua. La hoja de matarratón se cosecha, se pica y se seca en un deshidratador solar para el consumo del ganado de ordeño y las crías. (2). Sistema silvopastoril písamo *Erythrina fusca* - pasto estrella *Cynodon nlemfuensis* y *C. plectostachyus*. (3) Fertilización orgánica con estiércol y biopreparados (abonos orgánicos líquidos). (4) Sistemas silvopastoriles intensivos de *Leucaena* y teca *Tectona grandis* (500 árboles maderables ha⁻¹). (4) Sistema silvopastoril *Leucaena* - iguá *Albizia guachapele* con Incentivo a la Capitalización Rural, en proceso de investigación. (5). Intercambio permanente de experiencias con productores nacionales y del exterior.

Adicionalmente, El Chaco conserva uno de los últimos relictos de bosque seco de la zona, que además de servicios ambientales, cumple una función importante en la educación ambiental y la formación profesional.

En el agropaisaje predominantemente arrocero de la Terraza de Ibagué los sistemas silvopastoriles de El Chaco forman una matriz variada que complementa los fragmentos de bosque secundario y corredor ribereño y aumenta la conectividad a la escala del agropaisaje.

Proyecto regional Enfoques Silvopastoriles Integrados para el Manejo de Ecosistemas

Este proyecto, llevado a cabo entre 2002 y 2007, tuvo el objetivo de evaluar el papel del pago por servicios ambientales en la conversión de sistemas ganaderos convencionales hacia sistemas silvopastoriles. En Colombia, el proyecto contribuyó a la rehabilitación ecológica de 3700 hectáreas de la cuenca media del río La Vieja (Quindío y Valle del Cauca), mediante: (1). la transformación del 78% de los potreros sin árboles en sistemas silvopastoriles, (2). el incremento de 2040% en la extensión total de las cercas vivas, y (3). la siembra de 140 hectáreas de sistemas silvopastoriles intensivos.

Tabla 4. Cambios en los usos de la tierra en fincas ganaderas en la cuenca del río La Vieja con PSA y Asistencia técnica.

Uso de la tierra	Línea Base (Ha)	2007 (Ha)	Cambio
Pastura natural sin árboles	730.8	239.5	-491.3
Pastura natural con árboles en baja densidad	6.2	44	37.8
Pastura mejorada sin árboles	1099.4	895.7	-203.7
Pastura mejorada con árboles en baja densidad	54.8	371.7	316.9
Pastura natural con árboles en alta densidad	0	34.3	34.3
Pastura mejorada con árboles en alta densidad	2.2	239.8	237.6
Cerca viva (km)	2.1	356.9	354.8
Bancos de forraje	4.6	28.4	23.8
Bosque secundario	48.8	44.7	-4.1
Sistema silvopastoril intensivo	0	151.8	151.8
Bosque	590.1	622.4	32.3

Como parte de este proyecto se llevaron a cabo estudios ecológicos de 12 plantas focales de los bosques de la zona (Calle & Piedrahita 2007) y un estudio detallado de la vegetación arbórea y arbustiva en todos los usos de la tierra representados en este agropaisaje (Calle & Méndez 2009). El resultado es un conocimiento detallado del ecosistema de referencia para la restauración ecológica y de la matriz del paisaje. Al final del proyecto se elaboró una guía de campo de los árboles y arbustos nativos de la cuenca (Méndez & Calle 2007), con el objetivo de contribuir a reconciliar a los productores ganaderos con la biodiversidad y generar un sentido de orgullo alrededor de los recursos biológicos de la zona.

En forma paralela se llevó a cabo un estudio del conocimiento tradicional, los usos y las percepciones que los productores ganaderos tienen sobre los árboles nativos de la cuenca del río La Vieja en el marco del proyecto *Valoración de Bienes y Servicios de la Biodiversidad* del CIEBREG. En la primera fase de este estudio se analizaron los gustos y percepciones de la gente sobre 31 especies de palmas, árboles y arbustos nativos a través de entrevistas a hombres y mujeres de diferentes edades, residentes en las zonas rurales de Alcalá y Cartago (Valle del Cauca), La Tebaida, Quimbaya y Montenegro (Quindío).

La mayoría de los productores afirmaron que estarían dispuestos a sembrar estos árboles nativos en sus fincas, si las plántulas estuvieran disponibles en los viveros o si tuvieran acceso a las semillas. Gran parte de personas entrevistadas manifestaron un interés especial en la siembra de árboles en potreros, cercos vivos y bosques ribereños, pero pocas personas se mostraron dispuestas a incorporar árboles en sus áreas de cultivo. Las especies que la mayoría de entrevistados estarían más dispuestos a sembrar son el caracolí *Anacardium excelsum* (Kunth) Skeels (Anacardiaceae), el higuieron *Ficus insipida* Willd. (Moraceae), la palma de corozo *Aiphanes aculeata* Willd. (Arecaceae), el anicillo *Piper marginatum* Jacq. (Piperaceae), el caimo amarillo *Pouteria caimito* (Ruiz & Pav.) Radlk. (Sapotaceae) y la palma zancona *Syagrus sancona* H. Karst. (Arecaceae). Para sembrar en los potreros la mayoría de los entrevistados sugirió el caracolí *A. excelsum*, el tachuelo *Zanthoxylum rhoifolium* Lam. (Rutaceae), el dinde *Maclura tinctoria* (L.) D. Don ex Steud. (Moraceae), el higuieron *F. insipida* y el mestizo *Cupania americana* L. (Sapindaceae). Para cercas vivas las especies preferidas fueron el tachuelo *Z. rhoifolium* y la palma sancona *S. sancona*. Para usos de conservación, las personas entrevistadas mencionaron el aguacatillo *Nectandra purpurea* (Ruiz & Pav.) Mez (Lauraceae), el mano de oso *Oreopanax cecropifolius* Cuatrec. (Araliaceae), el ortigo *Urera caracasana* (Jacq.) Gaudich. ex Griseb. y el anicillo *P. marginatum*.

Un estudio sobre las percepciones que tienen los finqueros de los efectos de los sistemas silvopastoriles (Calle *et al.* 2009) mostró que los productores vinculados al proyecto Enfoques Silvopastoriles reconocen una amplia gama de beneficios de estos sistemas. Entre los beneficios económicos, 43% de los productores destacó la posibilidad de reemplazar los fertilizantes químicos con plantas fijadoras de nitrógeno y 39% mencionó la reducción en el costo de manejo de cercas por su reemplazo con cercas vivas. Todos los productores mencionaron un aumento de productividad; 64% destacaron la mayor calidad y cantidad de forraje y 43% resaltaron el mejoramiento en la condición corporal del ganado.

En cuanto a los beneficios ambientales, 71% de los productores destacó el incremento dramático en la abundancia y riqueza de aves y otros animales y plantas, mientras que 54% mencionaron el aumento en la diversidad de árboles sembrados y el 50% se refirió al aumento en la regeneración natural de árboles nativos.

Los productores también destacaron beneficios personales y sociales tales como la formación de la conciencia ambiental de los trabajadores que participaron en el proyecto (29%), beneficios institucionales obtenidos a través de las visitas frecuentes de personas interesadas en conocer los sistemas adoptados (36%), y valores personales y familiares como la satisfacción por la experiencia de aprendizaje e investigación (46%).

Proyecto Ganadería Colombiana Sostenible (Mainstreaming Biodiversity into Sustainable Cattle Ranching)

Este nuevo proyecto, que se llevará a cabo a partir de 2010, busca aplicar las lecciones aprendidas del proyecto *Enfoques Silvopastoriles Integrales para el Manejo de Ecosistemas* en una escala espacial mucho mayor. El objetivo general del Proyecto es fomentar la adopción de sistemas ganaderos amigables con la biodiversidad en áreas de pasturas degradadas con el fin de crear paisajes más adecuados para la biodiversidad, el agua y el suelo, e incrementar los ingresos de los productores.

A lo largo del proyecto se generarán corredores de conectividad en varios paisajes ganaderos. Cada uno de estos corredores estará constituido por una zona núcleo con ecosistemas naturales y las zonas vecinas, donde los ecosistemas naturales se combinarán con usos de la tierra ambientalmente benignos tales como árboles dispersos en potreros, sistemas silvopastoriles intensivos, cercas vivas y cortinas rompevientos. El proyecto promoverá estrategias de manejo integrado de las fincas para estimular la adopción de sistemas silvopastoriles amigables con la biodiversidad a través de dos mecanismos: (1). Eliminación de las barreras técnicas y económicas, (2). Incremento de la rentabilidad al crear mercados para los servicios aportados.

Las estrategias incluyen:

- Préstamos a costo atractivo (con ICR) para la siembra de sistemas silvopastoriles intensivos.
- Asistencia técnica a través de los Centros de Servicios Tecnológicos de Fedegán (Tecnig@n) para promover costo-efectividad y sostenibilidad.
- Un esquema de Pago por Servicios Ambientales para usos de suelo amigables con la biodiversidad (Pagiola *et al.* 2009).

Los resultados esperados del Proyecto incluyen:

1. 45.500 ha de pastos convertidos a sistemas amigables con la naturaleza: 12.000 ha de sistemas silvopastoriles intensivos, 11.000 ha de árboles dispersos en potreros, 5.000 km de cercas vivas, 2.000 ha de suelos degradados recuperadas, 5.000 ha de bosque natural primario y secundario conservadas, 15.750 ha de corredores de conectividad.
2. 50 especies vegetales de interés global conservadas y multiplicadas en las fincas.
3. Centros de Asistencia Tecnig@n brindando asistencia técnica a los productores.
4. Ganaderos capacitados en SSP y conservación de la biodiversidad.
5. 38.500 Ha bajo esquemas de pago por servicios ambientales.

El proyecto será desarrollado por una alianza entre la Federación Colombiana de Ganaderos Fedegán, el Centro para la Investigación en Sistemas Sostenibles de Producción CIPAV, el Fondo para la Acción Ambiental y la Niñez y The Nature Conservancy TNC, con la vinculación de FINAGRO, el Ministerio del Medio Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial y el Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural.

El proyecto se desarrollará en las siguientes cinco regiones: (i) Región de ganadería tradicional del Valle del río Cesar; (ii) Sur del Departamento del Atlántico; (iii) Regiones lecheras de Boyacá y Santander (ligadas al Corredor de Roble); (iv) Ecoregión Cafetera y el valle alto del río Cauca, y (v) Piedemonte del Orinoco en el departamento del Meta. Todas las regiones fueron seleccionadas por sus altos niveles de biodiversidad y la cercanía a ecosistemas estratégicos o áreas protegidas. Las zonas 1 y 2 contienen los últimos fragmentos de Bosque Seco Tropical, considerado uno de los ecosistemas neotropicales más amenazados y con una degradación del 98,5% de su superficie en Colombia. Otro ecosistema estratégico son los humedales asociados al río Magdalena considerados de alta prioridad por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN) y The Nature Conservancy (TNC) debido a la existencia de aves migratorias y especies endémicas.

PALABRAS FINALES

A través de la reconversión hacia sistemas silvopastoriles variados, la ganadería puede pasar de ser un vehículo para la deforestación y la degradación de ecosistemas para convertirse en una estrategia para la rehabilitación ecológica de agropaisajes y un complemento para la conservación de la biodiversidad en áreas protegidas. Para esto se requiere una acción decidida de todos los sectores de la sociedad con el fin de evitar el derroche de los recursos naturales en tierras infértiles con sistemas ganaderos de mínima productividad, y emprender la adopción de sistemas silvopastoriles en una escala sin precedentes. Junto con la deforestación evitada, la reconversión ganadera puede cumplir además un papel crucial en la mitigación del Cambio Climático.

LITERATURA CITADA

- Armbrecht, I., 2008. El papel de la matriz rural como conector entre reservas. Pp. 117-128. En: Kattan, G., & Naranjo, L. G. Regiones biodiversas, herramientas para la planificación de sistemas regionales de áreas protegidas. WCS Colombia, EcoAndina, WWF Colombia. Cali. 224 p.
- Calle, A., Montagnini, F., Zuluaga, A. F. 2009. Farmer's perceptions of silvopastoral system promotion in Quindío, Colombia. *Bois et forêts des tropiques* 300 (2): 79-94.
- Calle, Z. 2007. Fodder banks as tools for the ecological restoration of tropical forests, pp. 103-119. En: Leterme, P, Buldgen A, Murgueitio E, Cuarta C (editores). Fodder banks for sustainable pig production systems. Gembloux Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques, CIPAV, Agencia de Energía Atómica IAEA, Universidad Nacional de Colombia, CUD. Cali, Colombia. 207 p.

- Calle, Z. & Méndez, L. E. 2009. Estructura y composición de la vegetación arbórea en el agropaisaje del río La Vieja. Pp. 171-182. En: Rodríguez, J. M., Camargo, J. C., Niño, J., Pineda, A. M., Arias, L. M. Echeverri, M. A., Miranda, C. L. (editores). Valoración de la biodiversidad en la ecorregión del Eje Cafetero. CIEBREG. Pereira, Colombia. 238 p.
- Calle, Z. & Piedrahita L. 2007. ¿Cómo diseñar estrategias para el manejo de plantas de interés para la conservación en paisajes ganaderos? *Revista Agroforestería en las Américas* No. 45: 117-122. CATIE, Costa Rica.
- Chará, J. & E. Murgueitio, E., . 2005. The role of silvopastoral systems in the rehabilitation of Andean stream habitats. *Live-stock Research for Rural Development* 17(20). <http://www.cipav.org.co/lrrd/lrrd17/2/char17020.htm>
- Cuartas, C. A., Naranjo, J. F. y Murgueitio E., 2009. Desarrollo de un modelo silvopastoril intensivo con *Leucaena leucocephala* y pastos mejorados asociados a maderables de diferentes especies que fortalezcan la alianza entre la ganadería y la industria forestal en tres empresas ganaderas en el valle del río Cesar. En: Memorias Encuentro Nacional de Investigación Pecuaria. Universidad de Antioquia. Medellín 2009. Memorias en prensa.
- Corporación Colombia Internacional (CCI) & Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural (MADR). Oferta Agropecuaria - Encuesta Nacional Agropecuaria, cifras 2008. 187 p. http://www.agronet.gov.co/www/docs_agronet/20095694411_ENA_2008.pdf
- Harvey, C.A., C. Villanueva, J. Villacis, M. Chacon, D. Munoz, M. Lopez, M. Ibrahim, R. Gomez, R. Taylor, J. Martinez, A. Navas, J. Saenz, D. Sanchez, A. Medina, S. Vilchez, & B. Hernandez. 2005. Contribution of live fences to the ecological integrity of agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 111(1-4): 200-230.
- Hernández, R. 2009. Muerte del yopo amenaza plato llanero. Periódico El Espectador (febrero 16, 2009), Bogotá, Colombia
- LEAD - FAO, 2006. Livestock's long shadow. Environmental issues and options. Steinfeld, H. P. Gerber, T. Wassenaar, V. Castel, M. Rosales & C. de Haan. The Livestock, Environment and Development (LEAD) - Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). Rome, Italy. ISBN 978-92-5-105571-7. 390 p.
- Méndez L. E., Calle Z. 2007. Árboles y arbustos de la cuenca media del río La Vieja, Guía de campo. CIPAV y CIEBREG. Cali, Colombia. 192 p.
- Murgueitio, E., 2009. Incentivos para los Sistemas Silvopastoriles en América Latina. Avances en Investigación Agropecuaria (Revaia), Número 1, volumen 13, segunda época. Enero – abril de 2009. Universidad de Colima, México.
- Murgueitio, E. 2008. Reconversión ambiental ganadera en laderas andinas (capítulo 9). Pp. 129-138. En: Kattan, G., & Naranjo, L. G. Regiones biodiversas, herramientas para la planificación de sistemas regionales de áreas protegidas. WCS Colombia, EcoAndina, WWF Colombia. Cali. 224 p.
- Murgueitio, E., Naranjo, J.F., Cuartas, C.A., Molina C.H. y Lalinde F. 2009. Los sistemas silvopastoriles intensivos (SSPi), una herramienta de desarrollo rural sustentable con adaptación al cambio climático en regiones tropicales de América. En: Memorias del II Congreso Internacional sobre Sistemas Silvopastoriles Intensivos, Fundación Produce Michoacán, Conacyt, Universidad Autónoma de Yucatán y Fundación CIPAV. Editor: Francisco Javier Solorio. Morelia, Michoacán (México noviembre 2009). Versión electrónica.
- Murgueitio E., Ibrahim, M. 2008. Ganadería y Medio Ambiente en América Latina. En: Ganadería del Futuro: Investigación para el desarrollo; Editores: Murgueitio E., Cuartas C. y Naranjo J. Fundación CIPAV, Cali –Colombia, pp 19 a 40.
- Murgueitio E., Solorio, B. 2008. El Sistema Silvopastoril Intensivo, un modelo exitoso para la competitividad ganadera en Colombia y México. En: V Congreso Latinoamericano de Agroforestería para la Producción Pecuaria Sostenible. Resúmenes. Universidad Rómulo Gallegos, Universidad Central de Venezuela, Universidad de Zulia. Maracay, Venezuela. Publicación electrónica.
- Murgueitio, E y Calle, Z. 1999. Diversidad biológica en sistemas de ganadería bovina en Colombia. En: Sanchez, M y Rosales M (editores). Agroforestería para la producción animal en América Latina. Estudio FAO de Producción y Sanidad Animal 143. FAO, Roma. Pp 53-72.
- Pagiola, S., Ruiz J. P., Murgueitio, E, Chará, J. 2009. Mainstreaming Sustainable Cattle Ranching Project. Paying for Biodiver-

sity Conservation Services Annex. The World Bank. Borrador no publicado.

- Pagiola S., Agostini P., Gobbi J., De Haa C., Ibrahim M., Murgueitio E, Ramírez E., Rosales M, and Ruíz J.P. 2005. Paying for Biodiversity Conservation Services: Experience in Colombia, Costa Rica, and Nicaragua, Mountain Research and Development Vol. 25.3, 206-211.
- Paine R. T., Levin, S. A. 1981. Intertidal Landscapes: Disturbance and the Dynamics of Pattern. *Ecological Monographs*: Vol. 51, No. 2, pp. 145-178.
- Pickett, S.T.A., White, P. S. 1985. The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics. Academic Press, Inc. Orlando, Florida.
- Rivera, L. 2009. Diversidad de hormigas en el paisaje ganadero de la cuenca media del río La Vieja. Pp. 185-192. En: Rodríguez, J. M., Camargo, J. C., Niño, J., Pineda, A. M., Arias, L. M. Echeverri, M. A., Miranda, C. L. (editores). Valoración de la biodiversidad en la ecorregión del Eje Cafetero. CIEBREG. Pereira, Colombia. 238 p.
- Sadeghian, S., Rivera, J. M. y Gómez, M. E. 1999. Impacto de sistemas de ganadería sobre las características físicas, químicas y biológicas de suelos en los andes de Colombia. En: Sanchez, M y Rosales M (editores). Agroforestería para la producción animal en América Latina. Estudio FAO de Producción y Sanidad Animal 143. FAO, Roma. Pp. 123-141.
- Society for Ecological Restoration International - Science & Policy Working Group. 2004. The SER International Primer on Ecological Restoration (Versión 2). http://www.ser.org/content/ecological_restoration_primer.asp
- Turner, M. G., Romme, W., Gardner, R. H., O'Neill, V., Kratz, T.K. 1993. A revised concept of landscape equilibrium: disturbance and stability on scaled landscapes. *Landscape Ecology* 8 (3): 213-227.



II. INSTRUMENTOS DE POLÍTICA PARA LA CONSERVACIÓN DE ECOSISTEMAS: CASO PROTOCOLO DISTRITAL DE RECUPERACIÓN Y REHABILITACIÓN DE HUEMDALES EN CENTROS URBANOS - BOGOTÁ, COLOMBIA

Sandra Patricia Montoya Villarreal

*Coordinadora Grupo de Restauración Secretaría Distrital de Ambiente. Bogotá
restauracionecologica@secretariadeambiente.gov.co
sandra.montoya@secretariadeambiente.gov.co*

RESUMEN

Los humedales de Bogotá son ecosistemas de gran importancia biológica, social y cultural y se encuentran en la categoría de Parque Ecológico Distrital según el Decreto 469/03. Corresponden a un escenario que, por razones históricas y la dinámica de la ciudad, han quedado inmersos en un medio urbano en el cual tanto su estructura como sus funciones han sido fuertemente alteradas. La gestión ciudadana e institucional para emprender la recuperación de los humedales Bogotanos es una experiencia que arroja resultados alentadores por cuanto en este campo se han registrado adelantos con el protagonismo de la ciudadanía organizada, que apunta a construir modelos de gestión, de responsabilidad compartida, sobre el principio de establecer una sólida base social para su preservación y uso sostenible.

Es así como la Secretaría Distrital de Ambiente –SDA, lideró en el periodo 2005-2007 la construcción colectiva de la Política de Humedales la cual fue adoptada mediante el decreto 624/07 y como uno de sus instrumentos de gestión se elabora el Protocolo de Recuperación y Rehabilitación de Humedales en Centros Urbanos, el cual para su elaboración contó con la participación de destacados expertos en el campo de la ecología urbana y la gestión ambiental obteniéndose la primera publicación a nivel local, regional y nacional que ofrece un análisis de la ecología de los humedales en centros urbanos y orienta sobre los principales aspectos y técnicas que deben abordarse para recuperar o rehabilitar este tipo de ecosistemas.

El documento trasciende la simple descripción de un procedimiento pues se precisa en cada caso un análisis detallado que oriente la definición de objetivos y metas de recuperación o rehabilitación. Resulta no menos importante orientar sobre diversos tópicos que ameritan el desarrollo de programas de investigación así como de seguimiento y evaluación a los procesos ecológicos y culturales asociados a la recuperación o rehabilitación de los humedales en un medio urbano.

Palabras clave: Recuperación y rehabilitación, política de humedales, protocolo, participación comunitaria.

ASPECTOS GENERALES DE BOGOTÁ Y DE LOS HUMEDALES URBANOS

Bogotá es la capital política y administrativa de Colombia se localiza en el Departamento de Cundinamarca, en la Cordillera de los Andes en el centro del país con alturas que oscilan entre los 2250-2620 hasta 3000 m.s.n.m. (Cerros Orientales y Sumapaz). Sobre la cordillera oriental, se encuentra bordeada al Este por una cadena montañosa que determinó su crecimiento de sur a norte y por el Oeste con el río de su mismo nombre, por el norte con poblaciones como Chía y Sopó y por el sur, Sumapaz.

Ocupa una extensión de ciento sesenta y tres mil hectáreas (163.659 Ha) (SDA 2007) de las cuales el casco urbano ocupa alrededor de 38.804 hectáreas (22%) y el área restante 127.855 (78%) corresponde a la zona rural. Al año 2009, Bogotá tiene una población aproximada de siete millones doscientos mil (7.200.000) habitantes, y administrativamente está organizada en 20 Localidades de las cuales hay diez (10) en suelo urbano, nueve (9) cuentan con territorio tanto en suelo urbano como rural; y última de Sumapaz, tiene todo su territorio en suelo rural localizándose en ella el páramo más grande del mundo, actualmente en peligro de desaparecer por las inadecuadas prácticas de agricultura y ganadería (Figura 1).

La presencia de entidades ambientales en Bogotá D.C. tiene relación con jurisdicción compartida por cuanto en la zona rural la autoridad ambiental competente es la Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca-CAR mientras que la SDA desarrolla funciones de Secretaría de Agricultura a través las Unidades Locales de Asistencia Técnica Agropecuaria -ULATAS- en coordinación con las Alcaldías Locales; en la zona urbana la autoridad ambiental y de gestión es la SDA; y en el Parque Nacional Sumapaz, hace las veces el Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial-MAVDT a través de Parques Nacionales Naturales-PNN.



Figura 1. Localidades de Bogotá D. C.

En términos generales, el clima de Bogotá es de carácter tropical; sin embargo, existen factores de variación. Por ejemplo, con respecto a las precipitaciones, sectores como Torca y suroeste (salida a Villavicencio, oriente de Usme) supera los 1.200mm, mientras que en la mayor parte de la ciudad el rango va entre los 700 a los 1.000 mm, y al suroccidente, sectores de Tunjuelito-Sierra Morena-Venecia y sur de Bosa, alcanza valores inferiores a 600 mm anuales, correspondiendo al sector más seco de la ciudad y una de las zonas más secas de la cuenca alta del río Bogotá (Corporación Misión Siglo XXI) (Atlas Ambiental de Bogotá 2008).

En el contexto normativo que rige al Distrito Capital de Bogotá se cuenta con el Plan de Ordenamiento Territorial (POT), adoptado mediante el Decreto 619/2000 el cual fue revisado en el 2003 mediante el Decreto 469; y finalmente, adoptado por la Alcaldía Mayor mediante el Decreto 190 de 2004, que compila las normas contenidas en los dos decretos anteriores y es el que actualmente rige para Bogotá. Este decreto establece como una de las determinantes ambientales la Estructura Ecológica Principal (EEP) como eje del ordenamiento ambiental, en tanto contiene un sistema espacial, estructural y funcionalmente interrelacionado, que define un corredor ambiental de sustentación de vital importancia para el mantenimiento del equilibrio ecosistémico del territorio, conformada por los siguientes elementos: 1) Sistema de Áreas Protegidas del Distrito Capital, 2) Parques Urbanos, 3) Corredores ecológicos y 4) el área de Manejo especial del río Bogotá.

ESTRUCTURA ECOLÓGICA PRINCIPAL Y SU RELACIÓN CON LOS HUMEDALES URBANOS DE BOGOTÁ



Figura 2. Estructura Ecológica Principal de Bogotá y su relación con los humedales urbanos.

Este mismo Decreto en su artículo 76, define el Sistema Hídrico, dentro del cual el cuarto elemento corresponde a los humedales y sus rondas; luego, en el artículo 86 establece las áreas protegidas del orden distrital y en su numeral 3, define la categoría de Parque Ecológico Distrital, entre los cuales se encuentran los 12 humedales de la ciudad: Tibanica, la Vaca, el Burro, Techo, capellanía o la Cofradía, Meandro del Say, Santa María del Lago, Córdoba, Jaboque, Juan Amarillo, Conejera y el de Torca-Guaymaral. Este mismo decreto, en el párrafo 2º del artículo 86 asigna responsabilidad en la recuperación de los humedales, en cabeza de la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá bajo las directrices de la autoridad ambiental competente (SDA), el Plan de Gestión Ambiental del Distrito Capital (PGA) y las directrices de la Convención RAMSAR (Ley 357 de 1997).

De acuerdo, a criterios Ramsar (1971), los humedales se definen como: “Las extensiones de marismas, pantanos y turberas, o superficies cubiertas de agua, sean éstas de régimen natural o artificial, permanentes o temporales, estancadas o corrientes, dulces, saladas o salobres, incluidas las extensiones de agua marina cuya profundidad en marea baja no exceda de seis metros” y para el caso de la ciudad de Bogotá constituyen relictos de gran valor ecológico y ofrecen hábitat a variedad de flora y fauna, especialmente propias y migratorias; representan el 0,41% (676,2 Has) del área urbana, ubicándose en las localidades de: Usaquén(Torca-Guaymaral), Suba(Conejera), Engativa(Córdoba, Santa María del Lago y Jaboque), Suba-Engativa(Juan Amarillo), Kennedy(Techo, Burro, Vaca), Fontibón(Capellanía, Meandro del Say y Bosa(TIbanica). En términos de abastecimiento hídrico son nueve los sistemas que mantienen su régimen, son ellos: Subcuenca torca, microcuenca Salitrosa-Conejera, Subcuenca Juan Amarillo, Microcuenca Jaboque, Subcuenca Juan Amarillo, Microcuenca Tintal, Subcuenca Fucha y Subcuenca Tunjuelo.

Entre los bienes y servicios ambientales y ecosistémicos que prestan los humedales a la ciudad se pueden citar los siguientes: Hábitat de fauna y flora, hábitats para la reproducción de aves endémicas y migratorias, control de inundaciones, estabilización de suelos, recarga de acuíferos, depuradores naturales de agua, estabilización del clima, recreación pasiva, investigación básica y aplicada.

Política Distrital de Humedales. Antecedentes y estado actual

Entre los aspectos más relevantes que motivaron y facilitaron la formulación de la política se pueden precisar los siguientes:

1. Movilización y organización ciudadana, exigiendo la conservación y recuperación de los humedales pero participando activamente.
2. Creación del DAMA, hoy Secretaria Distrital de Ambiente (SDA) en 1990 y la definición de funciones destinadas a la conservación de los recursos naturales en la ciudad.
3. Creación en el año 1993 del Ministerio de Ambiente y de las Autoridades Ambientales en Centros Urbanos.

4. Como resultado de 2 y 3 se elaboran directrices de política estatal frente a su responsabilidad en la conservación de los ecosistemas urbanos.
5. Desarrollo de estrategias de cooperación interinstitucional como producto de las funciones de las entidades competentes. (SDA-CAR-EAAB)
6. Necesidad de crear instrumentos de gestión compartida y de toma de decisiones entre el estado y los ciudadanos para conservar los humedales.
7. Formulación de la Política Nacional para Humedales Interiores de Colombia, expedida por el Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial en el año 2002.

Con ese marco de referencia arriba citado el Distrito en cabeza de la hoy Secretaría Distrital de Ambiente emprendió el proceso de construcción participativa de la Política de Humedales del Distrito Capital del 2004 hasta el 2006, constituyéndose en una iniciativa pionera en la relación efectiva entre la sociedad civil y el Estado en lo relacionado con la gestión y conservación de estos ecosistemas urbanos de alto valor ecológico, constituyéndose así un acuerdo público entre los distintos actores sociales.

Este trabajo de construcción colectiva se llevó a cabo en varias sesiones de trabajo en las cuales participaron las diferentes entidades distritales, entidades ambientales como el Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial y la Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca, CAR, las alcaldías locales, los cabildos indígenas, el Concejo de Bogotá, las entidades de control, las universidades, los colegios, las organizaciones no gubernamentales, las fundaciones y organizaciones ambientales, y la comunidad interesada en el tema. A partir de este trabajo colectivo se elaboró el documento concertado que contiene un marco general, basado en la visión de futuro, los principios y objetivos de la gestión y un componente estratégico orientado a su implementación.

Luego, del año 2006 y hasta la fecha, se ha dado continuidad a la difusión y discusión de la política mediante el desarrollo de jornadas de socialización y discusión local, comunitaria e institucional, para la definición del Plan de Acción a corto plazo y mediano plazo, y en articulación con la formulación los Planes de Manejo Ambiental de los humedales ubicados en el perímetro urbano del Distrito. La Política de Humedales del Distrito Capital se constituye entonces en un lineamiento para la gestión de estos ecosistemas, orientada al propósito común de hacer de los humedales una red de áreas protegidas, reconocida como patrimonio natural y cultural, y articulada armónicamente con los procesos de desarrollo humano de la ciudad, el país y la humanidad. Bien vale la pena citar aquí, uno de los conceptos discutidos y adoptados en la política Distrital, cual es el correspondiente a la definición de humedal urbano como: “ecosistemas de gran valor natural y cultural, constituidos por un cuerpo de agua permanente o estacional de escasa profundidad, una franja a su alrededor que puede cubrirse por inundaciones periódicas (ronda hidráulica) y una franja de terreno no inundable, llamada Zona de Manejo y Preservación Ambiental (ZMPA)”.

Luego de la formulación, la política Distrital de Humedales fue adoptada mediante Decreto Distrital 624 de 2007, cuyo objeto es “*Conservación de los ecosistemas de humedal por el valor intrínseco de la vida, y los bienes y servicios que ofrecen, siendo todo ello imprescindible para el desarrollo sustentable de la ciudad y la región*”. En ella, están desarrolladas cinco estrategias: a) Recuperación, protección y compensación, b) Educación, participación y comunicación, c) Investigación participativa y aplicada, d) Manejo y uso sostenible y e) Gestión interinstitucional.

NORMATIVIDAD RELACIONADA CON LA GESTIÓN DE HUMEDALES Y EL COMITÉ DISTRITAL DE HUMEDALES

En relación con la gestión de humedales en lo relacionado a la normatividad, existe abundante información pero para los efectos del presente artículo se indica la más relevante que ha permitido avanzar paso a paso en la concreción de acciones para su protección como patrimonio de la ciudad y que sin duda hoy día es muestra clara del compromiso social e institucional, reflejada en la formulación e implementación de los Planes de Manejo Ambiental y la administración de los mismos por parte de comunidades organizadas en ONG's. Tales normas corresponden a las siguientes:

- **Decreto Ley 2811 de 1974:** Código de Recursos Naturales
- **Ley 99 de 1993:** Por el cual se crea el Ministerio de Medio Ambiente
- **Ley 357 de 1997:** Aprueba la Convención relativa a los humedales de importancia internacional - RAMSAR.
- **Acuerdo 6 de 1990:** Incorpora el concepto de humedales como parte del sistema hídrico.
- **Acuerdo 19 de 1994:** Declara los humedales como reservas ambientales naturales, de interés público y patrimonio ecológico.

- **Decreto No. 190 de 2004:** Declara los humedales como Parques Ecológicos Distritales y define los usos.
- **Resolución No. 157 de 2004:** Establece que las autoridades ambientales deben formular los Planes de Manejo Ambiental de los humedales prioritarios.
- **Resolución No. 196 de 2006:** Por la cual se adopta la guía técnica para la elaboración de los Planes de Manejo Ambiental de los humedales.
- **Decreto No. 062 de 2006:** Fija lineamientos y directrices para la elaboración y ejecución de los respectivos Planes de Manejo Ambiental de humedales dentro del perímetro urbano del Distrito Capital.
- **Decreto No. 624 de 2007:** Por la cual se adopta la visión, los objetivos y principios de la Política de Humedales del Distrito Capital.

Uno de los instrumentos de discusión, reflexión y compromiso más innovador paralelo a la construcción de la política corresponde a la conformación del Comité Distrital de Humedales adoptado mediante resolución 2618 de 2006 del Departamento Técnico Administrativo del Medio Ambiente como órgano asesor para la implementación, el seguimiento, la evaluación y actualización de los diferentes instrumentos de política y de gestión ambiental de los humedales del Distrito Capital, a través de los cuales se busca aportar elementos para el fortalecimiento y la sostenibilidad de la coordinación interinstitucional y ciudadana. Señala la integración del Comité, las funciones que deberá cumplir y régimen de sesiones. Determina que para efectos de la articulación al Sistema Ambiental del Distrito Capital-SIAC, y de la región, la formulación, ejecución, seguimiento y evaluación del plan de trabajo del Comité Distrital de Humedales se llevará a cabo en coordinación con la gestión propia del Consejo Ambiental Distrital, buscando la consolidación de la gestión de los humedales como parte del Sistema Distrital de Áreas Protegidas articulado con el Sistema Regional correspondiente.

En dicho Comité se cuenta con la participación tanto de las entidades del orden nacional (MAVDT), como las regionales (CAR) y locales (SDA) así como entidades del Sistema Ambiental Distrital con competencia en el tema como (EAAB, Alcaldías Locales (policía, consorcios de aseo, hospitales), Secretaría de Hábitat, Secretaria Distrital de Planeación, Secretaria de Salud, Secretaria de Educación, Secretaría de Movilidad, Jardín Botánico JCM, Departamento Administrativo del espacio Público-DADEP, entre otros; organizaciones sociales, comunidad, ONG's, comunidad científica, entidades privadas así como entidades de control disciplinario y fiscal, entre otras.

INSTRUMENTOS DE LA POLÍTICA DE HUMEDALES: "PROTOCOLO DE RECUPERACIÓN Y REHABILITACIÓN DE HUMEDALES EN CENTROS URBANOS"¹

Como un instrumento de la política Distrital de Humedales, se elaboró el Protocolo de Recuperación y Rehabilitación de Humedales en Centros Urbanos, como un documento técnico-científico que analiza, compila y propone el desarrollo de temas fundamentales para su rehabilitación y recuperación y que es novedoso por su enfoque hacia estos ecosistemas "urbanos" poco visibles para muchos ciudadanos pero fuertemente degradados por la contaminación de la gran urbe y la búsqueda de expansión de territorio, sin tener en cuenta la oferta ecológica y ambiental de tan importante patrimonio natural para la ciudad y sobre los cuales deben tomarse medidas inmediatas.

Surgió entonces la necesidad de determinar cuáles debían ser las directrices que definieran la ruta de intervención de los humedales urbanos y el marco conceptual que la debía gobernar respecto de los cuales existen divergencias entre los conocedores del tema quienes manifiestan por un lado, que en zonas urbanas no hay ecosistemas por restaurar porque no existen aquellos de referencia que permitan modelarlos y establecer metas y objetivos y que en todo caso sus costos de mantenimiento serán siempre un gasto recurrente para la administración máxime si se tiene en cuenta que la restauración debe conllevar a la autoregulación de los ecosistemas y en este caso no aplica; la otra posición, la tienen aquellos que consideramos que si se pueden restablecer algunas de las funciones o parte de la estructura de estos ecosistemas, en cuyo caso se llegaría a una de las etapas contempladas de la restauración las cuales hacen referencia a la rehabilitación o a la recuperación ecológica de tales ecosistemas, para el uso de la comunidad, la investigación y la oferta de bienes y servicios ecosistémicos a pesar de estar inmersos en un ambiente urbano. Con base en esta última concepción los conceptos que adopta el Protocolo corresponden a los siguientes, bajo las directrices de la Sociedad de Ecología de la Restauración (Figura 3):

¹ Tomado del Protocolo de Recuperación y rehabilitación de Humedales Urbanos.

- 1) **RESTAURACIÓN ECOLÓGICA**²: Tomar como referencia un ecosistema poco disturbado para restablecer su estructura, funcionamiento, diversidad y dinámicas ecológicas para que éste sea capaz de autosostenerse. Implica retornar, en lo posible, al ecosistema original (Prado et al. 2005).

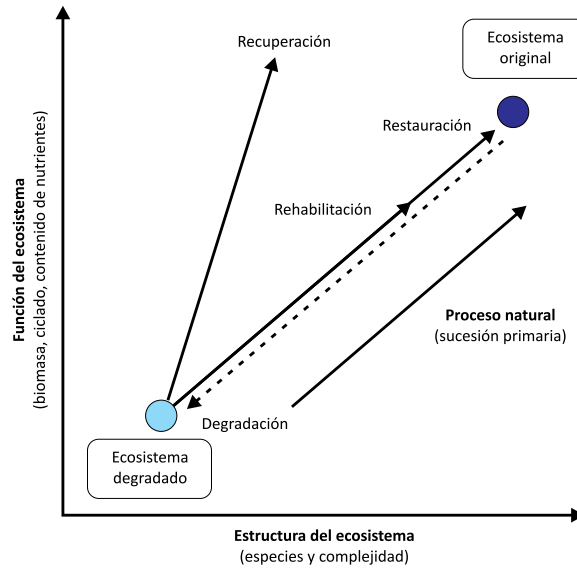


Figura 3. Conceptos adoptados en el Protocolo de Recuperación y Rehabilitación de Humedales en Centros Urbanos.

- 2) **REHABILITACIÓN ECOLÓGICA**³: Asistir al ecosistema para el restablecimiento de algunos elementos estructurales o funcionales, sin que necesariamente se intente completar una Restauración Ecológica (Prado et al. 2005).
- 3) **RECUPERACIÓN (RECLAMATION)**⁴: No se orienta a restablecer la diversidad original, pero sí la función productiva y muchos de los servicios ecológicos. Relacionada con el desarrollo de trabajos en sitios severamente degradados e implica, la mayoría de las veces, un cambio en el uso original (Prado et al. 2005).

La premisa para la elaboración del Protocolo se fundamentó en que la complejidad de los procesos ecológicos de los humedales urbanos requiere un **análisis único e integral en cada caso**, de tal forma que las metas y objetivos de recuperación o rehabilitación propuestas, sean verificables espacio-temporalmente, lo cual se debe dar a través de la **implementación de los Planes de Manejo Ambiental de los Humedales**, los cuales ya están en elaboración.

De otro lado, los objetivos de la hoy Secretaría Distrital de Ambiente, con la elaboración del Protocolo fueron dos:

1. Ofrecer orientación conceptual y metodológica para contribuir en la rehabilitación o recuperación de los ecosistemas de humedal como piezas claves de las complejas interacciones ecológicas de la ciudad y la región para la conservación de su biodiversidad, la regulación hídrica y la prestación de diversos servicios ambientales y ecosistémicos.
2. Establecer directrices ambientales con destino a los ejecutores de proyectos en Centros Urbanos, para el caso de Distrito Capital, mediante su adopción como norma.

Es así como el documento corresponde al producto de un largo proceso de estudio por parte de sus autores para la comprensión científica de los diferentes componentes de los humedales, del aporte de iniciativas de la Red de Humedales y ONG involucradas en su conservación y manejo, de la Empresa de Acueducto de Bogotá, del Jardín Botánico de Bogotá José Celestino Mutis, así como del Ministerio del Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, que con sus aportes y discusión contribuyeron a su elaboración. Proceso que se construyó y coordinó durante varios años hasta su culminación por parte del Grupo de Restauración Ecológica de la hoy Subdirección de Ecosistemas y Ruralidad de la Secretaria Distrital de Ambiente.

2 Prado-Castillo, L.F, J.I. Barrera y S.P. Montoya. 2005. Programa de Evaluación y Seguimiento a proyectos de restauración ecológica del Distrito Capital. Convenio 017 de 2003 entre la Pontificia Universidad Javeriana y el Departamento Técnico Administrativo del Medio Ambiente.

3 IBIDEM

4 IBIDEM

El documento sintetiza el trabajo de los autores quienes aportaron su amplia trayectoria y conocimiento en el campo de la ecología para analizar e interpretar –a partir de información colectada en campo e información secundaria– los complejos procesos ecológicos de los humedales urbanos y, en consecuencia, ofrece lineamientos y estrategias de gran utilidad para los ejecutores de proyectos de rehabilitación o recuperación ecológica en estos ecosistemas urbanos. Ellos corresponden a: Thomas van der Hammen (2003) en paleoecología e historia ambiental; Gabriel Guillot y Yerly Useche (2004) del Departamento de Biología de la Universidad Nacional en ecología acuática y limnología; Liliana Chisacá y Germán Camargo (2003) en el análisis de la vegetación; F. Gary Stiles y Loreta Rosselli en Fauna (2003); David Rivera (2005) en el componente suelos; Luis Fernando Prado con aportes al marco conceptual así como en aspectos relacionados con la formulación y ejecución de programas de evaluación y seguimiento.

El protocolo consta de 6 capítulos. El primero presenta generalidades del ecosistema de humedal a partir de su historia de formación, aporta elementos conceptuales para comprender qué es el ecosistema de humedal, su funcionamiento y los diferentes componentes ecosistémicos, flora, fauna, suelos, hidrología, flujos, los procesos ecológicos y síntesis de atributos funcionales. En el segundo capítulo se describen las características, problemática ambiental, factores limitantes y tensionantes, se evalúa cuál es la oferta ambiental, el potencial biótico y el potencial de restauración ecológica, con especial atención al manejo y conservación de fauna de los humedales; se propone una clasificación de los humedales de Bogotá para evaluar su estado de conservación. Se analiza la historia de afectación sobre los componentes de vegetación acuática y semiacuática y de la fauna; el análisis limnológico contribuyendo a una interpretación integral del funcionamiento actual del ecosistema.

El tercer capítulo plantea el tema central del protocolo, que consiste en los lineamientos del *cómo* hacer la recuperación o rehabilitación ecológica y en él se recomiendan técnicas para los diferentes componentes de las comunidades vegetales acuáticas y terrestres, la rehabilitación de los hábitat para la fauna silvestre y su manejo integral; sin embargo, hay que tener en cuenta que aún no existe suficiente evidencia experimental para muchos de los problemas que se han planteado en los capítulos anteriores y algunos de estos procesos están en investigación. En el aspecto funcional y de manejo hidráulico existen aún importantes vacíos de conocimiento sobre los cuales la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá debe efectuar investigaciones específicas para cada humedal en cumplimiento de la implementación de los Planes de Manejo Ambiental. El cuarto capítulo corresponde a la evaluación y seguimiento de los procesos de recuperación o rehabilitación en los humedales; se ofrecen recomendaciones para evaluar los resultados, detectar cambios, hacer ajustes oportunos y documentar el proceso. Se aporta como orientación un esquema básico de muestreo limnológico así como el seguimiento a la fauna y a la vegetación. El quinto capítulo hace un balance de experiencias de la comunidad y logros alcanzados en el manejo de algunos humedales. Se presenta la experiencia de otros actores institucionales, que amplían el abanico de posibilidades para resolver exitosamente la compleja problemática de los humedales urbanos de Bogotá.

En el sexto capítulo se abordan los que serían en términos generales algunos de los aspectos relevantes que deben incluirse en el marco de la investigación a fin de resolver numerosos interrogantes en limnología, en vegetación, fauna, en lo social así como en la ecología de poblaciones. De acuerdo con las líneas de investigación propuestas, se requiere hacer más énfasis en aspectos funcionales y experimentales con un buen sustento estadístico para el análisis de resultados; también, se precisa la necesidad de empezar a interpretar los problemas espaciales desde la perspectiva de la ecología del paisaje y la modelación ecológica, para tener en el mediano plazo (3 a 6 años) herramientas predictivas sobre el funcionamiento de estos ecosistemas. En los anexos se presentan fichas de vegetación acuática y de las aves más representativas; también, una clave para identificación de macrófitas acuáticas. Finalmente, con el propósito de complementar la información técnica, el protocolo se ilustra con variado material fotográfico y un glosario.

CONCLUSIONES

- La gestión para la conservación de los humedales bogotanos se ha ido dando en un proceso inicialmente lento y luego más constante y acelerado en los últimos años que deja hacia el año 2009 una serie de lecciones aprendidas tanto para la administración distrital como para los ciudadanos, en torno a la responsabilidad de rehabilitarlos o recuperarlos para el uso y disfrute de las actuales y futuras generaciones.
- Los humedales urbanos deben ser objeto de intervenciones integrales con visión ecosistémica y en cogestión con las comunidades buscando restablecer la oferta de bienes y servicios ambientales con fundamento en los Planes de Manejo Ambiental.
- Surge la necesidad de formular e implementar programa integrales de seguimiento y evaluación a los procesos ecológicos derivados de la recuperación o rehabilitación de los humedales urbanos.

- Es preciso que tanto el sector educativo se involucre en el desarrollo de programas que contemplen el uso de los humedales como aulas vivas para el aprendizaje, estudio y valoración de los ecosistemas urbanos de Bogotá D.C.
- Se requiere el desarrollo de la investigación básica y aplicada en humedales de la mano de las necesidades de las entidades encargadas de su sostenibilidad para la toma de decisiones para su conservación.
- El Protocolo de Humedales para la rehabilitación y recuperación de Humedales en Centros urbanos constituye una herramienta técnica para orientar las intervenciones destinadas a la recuperación o rehabilitación de cualquier humedal urbano.
- El Protocolo constituye un soporte para la expedición de un marco normativo sobre el tema.
- Se requiere la consolidación de metodologías de trabajo que sean comparables espacio temporalmente.

AGRADECIMIENTOS

La autora agradece al equipo de expertos por su gran esfuerzo y dedicación en la construcción de tan importante documento, útil para orientar a los ejecutores de la restauración de humedales en centros urbanos; también, agradece la colaboración del Ingeniero Forestal Fabián Cruz, profesional de apoyo del grupo de Humedales de la SDA por el apoyo con material técnico y fotográfico para la presentación de la ponencia magistral.

Sea esta la oportunidad de rendir un homenaje póstumo al Doctor Thomas van der Hammen con quien tuve la oportunidad de conversar largamente y aprender sobre diversos tópicos de las ciencias naturales y sobre variados aspectos de la recuperación y restauración de ecosistemas, quien nos ha dejado un legado de conocimiento y compromisos para seguir adelante en la construcción de una sociedad más justa, equitativa y comprometida con la conservación del planeta.

PANEL FOTOGRÁFICO DE ALGUNOS DE LOS TENSIONANTES SEVEROS QUE DEGRADAN LOS HUMEDALES



Terrización acompañada con invasión de pasto kikuyo, *Pennisetum clandestinum*, en el humedal El Burro. Foto: Thomas McNish.



Fragmentación del hábitat para fauna en el Humedal Jaboque por la construcción de la cicloruta. Foto: F.G.Stiles & L. Roselli.



Humedal La Vaca, terrización con escombros e invasión de la ronda, punto extremo del deterioro ambiental. Foto: Thomas McNish.



Deterioro ambiental del humedal La Vaca: invasión de la ronda, depósito de escombros, contaminación con aguas residuales. Foto: Thomas McNish.



Contaminación con residuos químicos en el humedal de Tibanica. Foto: David Rivera.



Construcción de canales perimetrales en el humedal de Jaboque modificaron su funcionamiento hidráulico.



Canales de drenaje profundos causan la desecación en el humedal de Guaymaral. Foto: F.G.Stiles & L. Roselli.

LITERATURA CITADA

- Acuerdo 9 de 1990. “Por medio del cual se crea el Departamento Técnico Administrativo del Medio Ambiente- DAMA”. Concejo de Bogotá.
- Alcaldía Mayor de Bogotá & Departamento Técnico Administrativo del Medio Ambiente-DAMA.2006. Política de Humedales del Distrito Capital. 120 pp.
- Alcaldía Mayor de Bogotá & Departamento Técnico Administrativo de Planeación Distrital. Plan de Ordenamiento Territorial. Documento Técnico de Soporte. Bogotá. 462 pp.
- Decreto 190 de 2004. “Por medio del cual se compilan las disposiciones contenidas en los Decretos Distritales 619 del 2000 y 469 del 2003”. Alcaldía Mayor de Bogotá.

- Decreto 2811 de diciembre 18 de 1974. “Por el cual se adopta el Código Nacional de Recursos Naturales Renovables y de Protección al Medio Ambiente”. INDERENA.
- Decreto 456 del diciembre 23 de 2008. “Por el cual se reforma el Plan de Gestión Ambiental y se dictan otras disposiciones”. Alcaldía Mayor de Bogotá.
- Decreto 624 de 2007. “Por el cual se adopta la vision, objetivos y principios de la Política Humedales de Distrito Capital”. Alcaldía Mayor de Bogotá.
- Departamento Administrativo nacional de estadísticas-DANE.2008. Censo General Nacional 2005. Presidencia de la República.
- Hobbs R.J.& D.A.Norton.1996. Towards a conceptual framework for restoration ecology. *Restoration ecology*. 4:100-110.
- Informe Geo Bogotá. 2003. PNUMA-DAMA.
- Prado-Castillo, L.F, J.I. Barrera & S.P. Montoya.2005. Programa de Evaluación y Seguimiento a Proyectos de restauración ecológica del Distrito Capital. Pontifica Universidad Javeriana y Departamento Técnico Administrativo del Medio Ambiente-DAMA. Bogotá D.C. Colombia.
- Resolución 2618. Departamento Administrativo de Medio Ambiente. “Por medio de la cual se crea el Comité Distrital de Humedales”. 2006.
- Society for Ecological Restoration (SER) International, grupo de trabajo sobre ciencia y políticas, 2004. Principios de SER internacional sobre restauración ecológica. www.ser.org y Tucson: Society for ecological Restoration International. 16 pp.
- Salamanca, B & G. Camargo. 2000. Protocolo Distrital de Restauración ecológica. Alcaldía mayor de Bogotá. Departamento Técnico Administrativo del Medio Ambiente-DAMA. Fundación Bachaqueros. Segunda edición. Bogotá D.C. Colombia.
- Secretaría Distrital de Ambiente. 2007. Atlas Ambiental de Bogotá. Alcaldía mayor de Bogotá 156 pp.
- Van der Hammen T.F, G. Stiles, L. Roselli, M.L.Chisacá, G. Camargo, G. Guillot; Y. Useche & David Rivera.2008. Protocolo de Recuperación y rehabilitación de Humedales en Centros urbanos. Secretaría Distrital de Ambiente. Bogotá.296 pp.



SEGUNDA PARTE

SIMPOSIOS



SIMPOSIO RESTAURACIÓN Y ESPECIES INVASORAS

12. REPRODUCCIÓN DE DOS ESPECIES VEGETALES INVASORAS: RETAMO ESPINOSO (*Ulex europaeus* L.) Y RETAMO LISO (*Teline monspessulana* (L.) K. KOCH), EN CONDICIONES AMBIENTALES CONTRASTANTES EN BOGOTÁ D. C., COLOMBIA

Héctor Felipe Ríos Alzate

*Biólogo, Esp., Coordinador Proyecto de Restauración Ecológica.
Jardín Botánico José Celestino Mutis. Subdirección Científica. Bogotá D. C., Colombia
hfelirios@yahoo.com; Tel: (57-1) 4377060 Ext. 223 -254.*

RESUMEN

Se estudió el comportamiento reproductivo del retamo espinoso y liso en las cuatro áreas bioclimáticas de Bogotá D. C., a través del recuento de estructuras reproductivas (botones florales, flores, frutos verdes y maduros, y semillas). Se evaluaron poblaciones en cuatro zonas climáticas de páramo perhúmedo, montaña fría húmeda, montaña fría subhúmeda, montaña fría semiseca. Se cosecharon las estructuras de reproducción en parcelas de un metro cuadrado, por el espesor de la capa reproductiva. Se realizó la limpieza, separación, recuento y pesaje de las muestras. Los valores de producción de estructuras reproductivas se analizaron mediante estadística descriptiva, a través de Análisis de Varianza (ANOVA) y análisis de diferencias significativas mediante Test de Duncan y Tukey. El rasgo característico de todas las poblaciones fue la alta variabilidad en la producción de estructuras entre individuos al interior de la población. Se encontró que *Ulex europaeus* y *Teline monspessulana* tienen rasgos de mayor adaptación a medida que disminuye la humedad ambiental, principalmente observable en la variable semillas /fruto. Se observó por su parte una pérdida alta y significativa de flores de retamo liso en la zona subhúmeda, que contrasta con la mayor cantidad de semillas, por lo que se concluye que de acuerdo a las variables estudiadas, el óptimo ambiental para esta especie en Bogotá D. C. es la zona subhúmeda, en tanto que para el retamo espinoso es la semiseca.

Palabras clave: Especies vegetales invasoras, poblaciones, atributos biológicos, estructuras reproductivas, gradiente ambiental.

INTRODUCCIÓN

El complejo de especies vegetales exóticas conocido tradicionalmente como los “retamos” o “escobillas” se compone en nuestro medio por dos arbustos leguminosos de las especies *Ulex europaeus* (retamo espinoso) y *Teline monspessulana* (retamo liso). Entre ellas, el primero está catalogado en las listas internacionales como una de las cien especies invasoras más agresivas de todo el mundo, con reportes en países tan ecológicamente disímiles como Australia, Nueva Zelanda, Canadá, Estados Unidos, Hawai, Chile, Argentina, Ecuador, Perú, Venezuela, Colombia. De igual manera, el retamo liso también se reporta como una exótica de importancia en varios de estos países, en donde se han iniciado campañas para su control.

Entre los efectos atribuidos a estas especies está la exclusión de la biota nativa en los lugares de introducción por alteración de los nichos para la fauna y flora local, la ocupación de terrenos productivos (ganadería y agricultura de alta montaña) y su desplazamiento o generación de pérdidas económicas en planes de control, y más seriamente, la alteración de los ciclos hidrológicos y de regímenes naturales de disturbio por el fuego.

En Colombia, la investigación relativamente reciente sobre este complejo invasor se concentra exclusivamente en Bogotá D. C., pero se registra su presencia en las regiones altas de la geografía nacional, a lo largo de la Cordillera de Los Andes, en departamentos como Cundinamarca, Boyacá, Antioquia, lo que sugiere una posible conexión entre las poblaciones reportadas en Ecuador y Venezuela, a través de esta unidad orográfica. Tan solo en el Distrito Capital se presta atención a los impactos de estas especies, razón por la cual, las investigaciones que aquí se adelantan, tienen gran importancia orientadas hacia el control de este complejo invasor en todo el país.

La producción de estructuras reproductivas (semillas) constituye la vía principal de propagación de los retamos a través del territorio receptor. Los mecanismos de dispersión identificados por arrastre en la pendiente, corriente de ríos y quebradas, e insectos, mamíferos y aves se complementan y posibilitan a estas especies para arribar a nuevas áreas localizadas a grandes distancias de las poblaciones fuente, consolidando así el estado inicial de formación de nuevos focos de infestación (Hoshovsky 1989a y 1989b).

Los estudios previos de Ríos (2007) sobre reproducción de estas especies en coberturas vegetales contrastantes permitió catalogar al retamo espinoso como una planta heliófita estricta (totalmente dependiente de condiciones de plena exposición solar), por lo que su adaptación ocurre principalmente en pastizales y otras zonas abiertas como canteras, eriales, etc., donde tiene lugar una mayor producción de estructuras de reproducción (flores, frutos y semillas). Entre tanto, coberturas arbóreas como las plantaciones forestales exóticas de acacias, eucaliptos, cipreses y pinos, o los bosques nativos secundarios mostraron un claro efecto de reducción en esta producción, constituyendo barreras ambientales eficaces al establecimiento y expansión de esta especie. De forma opuesta, el retamo liso mostró mayor capacidad de penetración en coberturas arbóreas como las plantaciones forestales de eucalipto y bosques nativos secundarios, y también se encontró mayor producción de estructuras de reproducción en las coberturas abiertas de pastizales, pero se evidenció la capacidad de reproducirse al interior de las coberturas arbóreas de eucalipto y bosques nativos secundarios, lo que evidencia mayor probabilidad de expansión a lo largo del territorio donde ocurren este tipo de coberturas.

El Distrito Capital ofrece una gama variable de condiciones ambientales climáticas, edáficas, y bióticas, propias para el establecimiento de estas especies (Guhl 1982, Pérez 1996, Van der Hammen *et al.* 2001, Pedosphere 2002, Páramo 2003). La distribución geográfica del complejo invasor fue estudiada en el Jardín Botánico José Celestino Mutis (Ríos 2005a y Ríos 2005b). Sin embargo, se cree que puede existir una relación entre las condiciones ambientales y los patrones de producción de estructuras de reproducción de estas especies invasoras, redundando en un nivel diferencial de agresividad de las mismas. Para el presente trabajo se tomó como hipótesis de partida que debe existir mayor adaptación de los retamos a medida que disminuye la disponibilidad de humedad ambiental en las diferentes zonas climáticas del Distrito Capital, en virtud de sus bajos requerimientos, el equivalente ecológico con sus zonas de distribución natural, y la menor capacidad de adaptación de las especies nativas que le generen competencia.

Se plantearon como objetivos: comparar la producción de estructuras reproductivas (botones florales, flores, frutos verdes, frutos maduros y semillas) de ambos retamos, en condiciones ambientales contrastantes en el Distrito Capital, y clasificar las poblaciones estudiadas en función de su agresividad, de acuerdo a la producción de estructuras de reproducción en las diferentes zonas climáticas del Distrito Capital.

REPRODUCCIÓN DEL RETAMO ESPINOSO Y RETAMO LISO

El retamo espinoso tiene la capacidad de regenerarse de manera vegetativa a través de rebrotes de las raíces rastreras, y sexualmente mediante la producción de semillas (Hoshovsky 1989a), siendo esta última la principal estrategia para su desplazamiento e infestación (Sineiro 1974). En sus zonas de origen un individuo de retamo espinoso puede producir alrededor de 8000 semillas por año (Clements *et al.* 1998).

El periodo de producción de semillas presenta una gran variación dependiendo del lugar en donde se encuentre la población. Así en Inglaterra se presenta un solo ciclo durante el año, en tanto que en Nueva Zelanda se presenta un pico máximo en verano (noviembre a enero) y un segundo de menor intensidad al principio de invierno (junio a agosto). La caída anual de semillas en Palmerston North fue estimada en 500 – 600 semillas/m² (MacCarter & Gaynor 1980). En zonas tropicales no se ha evaluado el patrón de producción y aporte de estructuras de reproducción, pero las evidencias de Ríos (2007) sugieren la producción permanente de estructuras reproductivas durante todo el año, debido a la alternancia de la producción entre individuos de la misma población.

La dispersión de las semillas ocurre principalmente por explosión de los frutos en su fase de madurez, con lo que éstas son lanzadas alrededor de 2 – 6 m de distancia desde la planta madre (Hoshovsky 1989a), por lo que se explica una distribución agregada o localizada. También pueden ser transportadas por hormigas, por el agua, o en el suelo adherido a la maquinaria y botas de los trabajadores en zonas con fuerte intervención humana. Las aves también pueden jugar algún papel en este proceso, pues se encuentran parches de la especie al interior de bosques en los que dichas aves establecen perchas (Hoshovsky 1989a). Las semillas tienen una cubierta dura e impermeable al agua que impide la germinación inmediata y posibilita su permanencia y viabilidad en el suelo por cerca de 25 – 40 años (IPM Practitioners Assoc s.f.) y regenerar vigorosamente después de incendios u otros disturbios (MacCarter & Gaynor 1980). La germinación se limita por la liberación de algunos compuestos orgánicos a

partir de individuos adultos de la misma especie (Cárdenas 2004), motivo por el cual, la tasa de germinación es menor y la tasa de mortalidad de plántulas mayor al interior de un matorral de retamo que en áreas abiertas.

U. europaeus crece bien en la mayoría de los tipos de suelos, tolerando bastante bien las condiciones de acidez y de pobreza en materia orgánica, siendo su óptimo en un rango de pH de 4.5-5.0 y en suelos bien drenados y en zonas altamente disturbadas. También crece en suelos pobres en nutrientes, por lo que algunos sitios como los bordes de caminos, dunas de arena, bancos de gravas, pastizales sobrepastoreados, áreas taladas y áreas quemadas ofrecen sitios ideales para su establecimiento. La única restricción en cuanto al tipo de suelo parece ser la disponibilidad de elementos traza (puede sufrir por deficiencia de magnesio o boro), aunque se considera que sus requerimientos son bajos (Clements *et al.* 1998).

El retamo espinoso produce abundante cantidad de mantillo (muy superior a la producida por la mayoría de las especies de climas templados, y cercana a la registrada para los bosques lluviosos tropicales), cuya descomposición es bastante lenta. Este mantillo tiende a acidificar el suelo y disminuir la capacidad de intercambio catiónico (C.I.C.) por inmovilización de las bases, principalmente calcio, magnesio y sodio, lo que cambia la dinámica de los nutrientes y empobrece el suelo (IVM Technical Bulletin 2000). La acumulación de material vegetal seco y muerto al interior de los matorrales de retamo espinoso incrementa el riesgo de incendios forestales (Christensen 1985), los cuales, a su vez, reducen la cantidad de nitrógeno disponible en el suelo, por lo que la sucesión se detiene, prolongando la permanencia del retamo en el sitio (Hoshovsky 1989a).

El retamo liso se reproduce vegetativamente o por semillas. Se reporta su propagación a partir de estacas y rebrotes vegetativos después de podas. Al igual que las demás especies del grupo de los retamos, las semillas del retamo liso se dispersan a partir de la eyección desde sus vainas, las cuales se abren explosivamente esparciendo las semillas, con lo cual se obtienen desplazamientos entre 2 – 6 metros a partir de la planta madre (Leblanc 2001). Las semillas del retamo liso tienen un abrigo impermeable que les permite permanecer viables en el suelo por periodos largos de tiempo, hasta que se presenten las condiciones adecuadas para la germinación (Hoshovsky 1989b). A partir de la primera eyección, las semillas del retamo liso pueden sobrevivir al transporte en las corrientes de agua, en cuyo tránsito ocurren los tratamientos de escarificación e imbibición necesarios para inducir su germinación. Por este medio, las semillas son distribuidas a grandes distancias. Otro medio de propagación de las semillas es a través de las carreteras y caminos, por donde son distribuidas en el barro adherido a los vehículos que transitan por las áreas infestadas. Al parecer, existe una incidencia de las aves, no cuantificada, en el desplazamiento de las semillas de todo el grupo de retamos al interior de las áreas de bosque (Mobley 1954).

El retamo liso puede invadir exitosamente praderas, cultivos y pastizales. Crece mejor en suelos secos y arenosos a plena exposición solar, pero también crece bien en una gran variedad de texturas de suelo y en un rango amplio de acidez (Leblanc 2001).

Un atributo común a todo el grupo de retamos, es su sistema radical agresivo, caracterizado por una raíz central que excede los 60 cm y un sistema de raíces laterales extenso, superficial y muy ramificado. Como todas las leguminosas, el retamo liso puede fijar nitrógeno atmosférico a partir de sus nódulos nitrificantes con bacterias del género *Rizobium* (Alarcón 1997 y Alarcón *et al.* 1997), lo cual le permite crecer en suelos de baja calidad nutricional.

CONDICIONES CLIMÁTICAS DEL DISTRITO CAPITAL

El clima en el Distrito Capital obedece a determinantes generales como su posición astronómica y la orografía regional, y a condicionantes locales como la elevación, la morfología del relieve y la cobertura y usos del suelo (Guhl 1982). Estos factores influyen tanto en la magnitud de los diferentes elementos atmosféricos, como en su distribución espacial en el territorio y en su dinámica temporal a lo largo del año.

La zonificación climática de la Sabana de Bogota (IGAC – ORSTOM 1984, Abril & González 1999), región que enmarca el Distrito Capital (sin incluir la localidad de Sumapaz), fue planteada inicialmente por Claro Rizo (1995) de acuerdo con la clasificación climática de C. W. Thornthwaite. Esta clasificación se basa en el balance hídrico climático, del cual se obtienen los índices que delimitan los diferentes tipos de clima y que se relacionan con las condiciones más favorables o desfavorables para el crecimiento de los cultivos. Según la clasificación de Thornthwaite, cada zona se define mediante cuatro letras, que tienen relación con variables climáticas como: el factor de humedad (Fh), los índices de aridez (Ia) o humedad (Ih) y la Evapotranspiración Potencial (ETP). De acuerdo con esta clasificación, en la Sabana de Bogotá se presentan cuatro tipos de zonas climáticas, así: semiáridas, semisecas, semihúmedas, y ligeramente húmedas.

Las zonas semiáridas tienen una precipitación anual inferior a los 800 mm y un régimen bimodal en la distribución de las lluvias, y se ubican en dos sectores: en el norte de la Sabana (municipios de Nemocón, Suesca y Ubaté), y en el sur de esta (mu-

nicipios de Funza, Madrid, Mosquera y Soacha). Las zonas semisecas tienen una precipitación anual entre 800 y 900 milímetros también distribuida de forma bimodal y constituyen la gran planicie de la Sabana. En las zonas semihúmedas, la precipitación anual va desde los 900 a 1000 milímetros y su distribución es típicamente bimodal; sin embargo, en el sector oriental solo se define un periodo seco entre diciembre y marzo, dado que a mediados del año esta zona se ve influenciada por las lluvias de los llanos orientales, en donde predomina un comportamiento monomodal de las mismas. Comprende el piedemonte de los Cerros Orientales, la parte montañosa occidental y el sector norte del valle de Ubaté y Suárez. Finalmente, en la zona ligeramente húmeda la precipitación anual supera los 1000 milímetros y la distribución de las lluvias es típicamente monomodal. Se ubica en el sector montañoso oriental de la Sabana, proyectándose hacia el Páramo del Sumapaz.

Más adelante, el Jardín Botánico José Celestino Mutis (2002) elaboró una Zonificación climática del Distrito Capital en función de la Humedad *Ambiental Relativa*, la cual tiene como base los parámetros de precipitación y humedad relativa (Figura 1).

En esta última clasificación, también se determinan cuatro (4) zonas climáticas:

Una zona climática húmeda, con más de 1000 milímetros de precipitación anual y un mes de sequía; ubicada hacia el costado nororiental y suroriental de los Cerros Orientales, prolongándose hacia la localidad del Sumapaz.

Una zona climática subhúmeda, con precipitación anual entre 800 y 1000 milímetros y dos meses de sequía; ubicada en las partes altas de las localidades de Ciudad Bolívar y Suba.

Una zona climática semiseca, con precipitación anual entre 700 y 800 milímetros y hasta tres meses de sequía, ubicada en la mayor parte del área urbana de Bogotá.

Una zona climática seca, con menos de 700 milímetros de precipitación anual y cuatro meses de sequía. Ubicada de forma local hacia el costado suroccidente de la ciudad, y algunos pequeños enclaves en la localidad de Usaquén.

Para el desarrollo del presente estudio, se tuvo en cuenta los conceptos expuestos en todos los modelos de zonificación climática descritos. Sin embargo, dada la escala más detallada de los dos últimos, fueron empleados con mayor relevancia en el momento de la identificación y selección de las poblaciones de retamo espinoso y retamo liso objeto del muestreo.

Métodos para la medición de la reproducción en coberturas vegetales

Stephenson & Buell (1965) emplearon el método de línea – intercepto para determinar la factibilidad de hacer muestreos cuantitativos en matorrales de roble (*Quercus velutina*) bajo cobertura de pino (*Pinus rigida*). Para esto emplearon 8 transectos (10 m de longitud) en una misma unidad de cobertura vegetal. Por su parte, Wender *et al.* (2004) evaluaron la producción de estructuras de reproducción en nueve especies de arbustos presentes en el sotobosque de comunidades de bosques de coníferas al noroeste de Wasgungton, y estudiaron la influencia de algunos atributos de desarrollo de las especies (tamaño, edad, biovolumen, etc.) y factores ambientales (disponibilidad de luz, topografía y condiciones edáficas) en la producción observada de flores y frutos. Los atributos de desarrollo contemplados fueron: el diámetro basal (DB), el diámetro a 1.3 m de altura (DAP), la altura total (AT) y la profundidad de la corona (PC). A partir de estas variables calcularon el porcentaje de corona (%C) y un índice de volumen de tallos (IVT), así:

$$\%C = AT/PC \qquad IVT = AT \times (DB)^2$$

Para los arbustos erectos aquí estudiados, la metodología contempló la selección de una rama representativa del arbusto, en la cual se contaron todas las flores y frutos presentes. La estimación por individuo consistió en la multiplicación de la cantidad de estructuras reproductivas por el número de ramas presentes en el individuo.

ÁREA DE ESTUDIO

El estudio se realizó en el área rural y urbana del Distrito Capital (Figura 1). Esta localización determina que las poblaciones objeto del estudio se enmarcan en las condiciones ecológicas del cinturón altoandino de la cordillera Oriental de Colombia, hacia la vertiente occidental de la misma. Desde la perspectiva del uso de la tierra, el área de estudio se enmarca principalmente tanto en las zonas de expansión urbana, como en las de uso forestal y agropecuario de Bogotá, en donde confluye un sinnúmero de factores que determinan la llegada y permanencia de estas especies invasoras, como ocurre ante disturbios generados por la explotación de materiales de construcción a cielo abierto, la expansión de la frontera agropecuaria, la ocupación descontrolada del territorio y la incidencia de incendios forestales, entre otros.

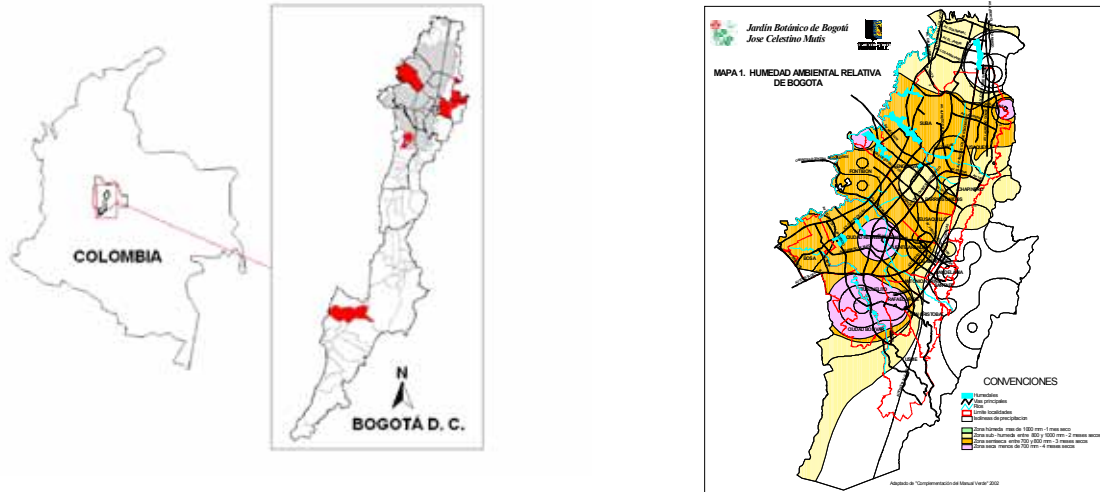


Figura 1. Localización del área de estudio. Se destaca en color gris la zona urbana de Bogotá y en color rojo, la ubicación general de las poblaciones estudiadas. A la derecha se observa la zonificación climática en el D. C.

Se hallaron poblaciones de retamo espinoso en: Sumapaz (zona climática perhúmeda), Verjón (zona climática húmeda), Usaquén (zona climática subhúmeda) y Capellanía (zona climática semiseca); y las poblaciones de retamo liso en: Monserrate (zona climática húmeda), Mochuelo (zona climática subhúmeda) y Capellanía (zona climática semiseca).

MÉTODOS

DISEÑO EXPERIMENTAL

Se empleó en el estudio un diseño estratificado al azar, reconociendo el gradiente que existe en las condiciones ambientales del Distrito Capital, lo cual determina sus zonas climáticas y se identificó una población representativa de las especies objeto del estudio en cada una de ellas.

En cada población hallada se ubicaron de forma aleatoria parcelas para el muestreo de las estructuras de reproducción. Los tratamientos están conformados por las diferentes combinaciones de las condiciones climático – edáficas en las diferentes estaciones de muestreo seleccionadas. Para el caso específico, son: Páramo perhúmedo, Montaña fría húmeda, Montaña fría subhúmeda, Montaña fría semiseca (Tabla 1).

Tabla 1. Definición de tratamientos para la determinación del potencial de reproducción del retamo espinoso y el retamo liso en el Distrito Capital.

Color ID*	Tratamiento – Zona climática	Retamo espinoso	Retamo liso
	Páramo perhúmedo	T1	-
	Montaña fría húmeda	T2	T2
	Montaña fría subhúmeda	T3	T3
	Montaña fría semiseca	T4	T4
	Montaña fría seca	-	-

* Los colores representan la zona climática, en relación con el mapa de la figura 1.

La unidad experimental del estudio corresponde a la población (matorral) de retamo estudiada en cada zona bioclimática del Distrito Capital, ya se trate del retamo espinoso o del liso, en cada caso respectivo. Como unidad de muestreo se establecieron parcelas de muestreo de 1 x 1 m, por el espesor de la capa reproductiva, en las cuales se cosechó la totalidad de las estructuras de reproducción presentes en el momento del muestreo. En cada población se tuvieron tres (3) repeticiones de las parcelas, con el objeto de establecer el comportamiento promedio de la población.

Las variables se dividen en aquellas que miden la respuesta deseada de los individuos a las condiciones ambientales (variables respuesta), y aquellas que condicionan dicha respuesta (variables correlacionadas). Las variables respuesta evaluadas en este estudio fueron: Cantidad de botones, Cantidad de flores, Cantidad de frutos verdes, Cantidad de frutos maduros, Cantidad de semillas/fruto, Cantidad de semillas totales.

PRODUCCIÓN DE ESTRUCTURAS DE REPRODUCCIÓN DE RETAMO ESPINOSO Y RETAMO LISO

Una vez se determinaron las poblaciones de retamo espinoso y liso a estudiar en cada zona climática del Distrito Capital, se procedió a realizar el muestreo de estructuras de reproducción, el cual consistió en las siguientes actividades (figura 2):



Figura 2. Cosecha de estructuras de reproducción y procesamiento en laboratorio de las muestras. (Fotografías: HFRíosA, 2006).

La recolección de estructuras de reproducción se realizó mediante cosecha directa de las mismas a partir de las plantas madre, para lo cual se empleó como herramienta principal unas tijeras de podar. Con el fin de agilizar el trabajo de campo, la cosecha se realizó en dos tiempos: el primero consistente en una poda de ramas de gran tamaño, las cuales se pueden extraer del matorral para mayor facilidad en la manipulación (es especial en el caso del retamo espinoso), y el segundo mediante el fraccionamiento de estas últimas en trozos de un tamaño adecuado (10 – 30 cm. de longitud) para mayor detalle a la hora del procesamiento de la muestra en el laboratorio.

El procesamiento de las muestras en el laboratorio constituye la etapa más dispendiosa y prolongada del estudio, pero también la más representativa en términos de los objetivos del mismo. El propósito de la etapa de procesamiento en laboratorio es aportar la información acerca de la proporción de estructuras de reproducción en los diferentes estados de desarrollo, con el fin de determinar la etapa reproductiva de la especie en el lugar y fecha de muestreo. A partir de las ramas fraccionadas procedentes de las diferentes estaciones de muestreo, el trabajo consistió en la separación primaria de las estructuras de reproducción (botones florales, flores, frutos verdes, frutos maduros y semillas) producto de lo cual se genera una nueva muestra compuesta, constituida por los diferentes tipos de estructuras mezcladas.

DETERMINACIÓN DEL NÚMERO DE SEMILLAS/FRUTO

A cada una de las muestras tomadas en cada estación de muestreo, se le evaluó la cantidad de semillas/fruto, como complemento al indicador de la capacidad de propagación de las especies en las condiciones ambientales de las diferentes zonas climá-

ticas del Distrito Capital. Para esto, luego de homogenizar la muestra mediante agitación manual, se tomó de forma aleatoria una submuestra de 30 frutos, los cuales fueron abiertos uno a uno, y contabilizadas las semillas en su interior, discriminando entre las semillas en buen estado y aquellas en mal estado.

RESULTADOS

Descripción de las poblaciones de las especies invasoras: Las tablas 2 y 3 resumen las principales características de cada una de las poblaciones estudiadas de *U. europaeus*, y *T. monspessulana*, y las figuras 4 y 5 presentan panorámicas de las mismas.

Tabla 2. Características de las estaciones de muestreo de *Ulex europaeus* en Bogotá D. C.

Ubicación estación de muestreo	Poblaciones de <i>U. europaeus</i> evaluadas en Bogotá D. C.			
	SUMAPAZ	VERJÓN	USAQUÉN	CAPELLANÍA
Zona climática	Perhúmeda	Húmeda	Subhúmeda	Semiseca
Localidad	Sumapaz	Chapinero	Usaquén	Fontibón
Vereda	El Toldo	Verjón bajo		Zona Urbana
Sitio	Km. 7.3 vía San Juan	Finca del Sr. Fabio Moreno	Predio La Aguadora – EAAB	Humedal de Capellanía
Altitud	3780 msnm	3082 msnm	2780 msnm	2550 msnm
Latitud*	940953 mN	1001440 mN	1010096 mN	1008474 mN
Longitud*	976478 mW	1006260 mW	1006290 mW	994586 mW
Relieve	Colina	Colina	Montañoso	Planicie
Pendiente prom. (°)	5 - 25°	20 – 30°	10°	0°
Tamaño del parche	200 m ²	5000 m ²	150 m ²	4000 m ²
Altura promedio	1,49 +/- 0,29	1,80 +/- 0,33	1,82 +/- 0,26	2,17 +/- 0,27
Tipo de vegetación	Pastizal	Pastizal	Pastizal	Pastizal

* Coordenadas planas 1.000.000:1.000.000, con origen Bogotá.

Tabla 3. Características de las estaciones de muestreo de *Teline monspessulana* en Bogotá D. C.

Ubicación estación de muestreo	Poblaciones de <i>T. monspessulana</i> evaluadas en Bogotá D. C.			
	**	MONSERRATE	MOCHUELO	CAPELLANIA
Zona bioclimática	Perhúmeda	Húmeda	Subhúmeda	semiseca
Localidad	NA	Santa Fe	Ciudad Bolívar	Fontibón
Vereda	NA	Monserrate	Mochuelo bajo	NA
Sitio	NA	Av. Circunvalar, 300 m al W del Teleférico	Vía a Vereda Quiba	Humedal de Capellanía
Altitud	NA	2690 msnm	2855 msnm	2550 msnm
Latitud	NA	1000829 mN	991281 mN	1008595 mN
Longitud	NA	1001634 mW	992333 mW	994586 mW
Topografía	NA	Colina	Colina	Planicie
Pendiente prom. (°)	NA	25 – 45°	15 - 20°	0°
Tamaño del parche	NA	6000 m ²	160 m ²	300 m ²
Altura promedio	NA	2,28 +/- 0,40	1,97 +/- 0,34	1,92 +/- 0,28
Tipo de vegetación	NA	Pastizal	Pastizal	Pastizal



Figura 4. Poblaciones de retamo espinoso estudiadas en el estudio de potencial de reproducción (Fotografías: HFRíosA, 2006).



Figura 5. Poblaciones de retamo liso estudiadas en el estudio de potencial de reproducción (Fotografías: HFRíosA, 2006).

Con esta información, se establecen los respectivos indicadores (promedio y desviación estándar) a partir de los cuales se realizan las comparaciones entre las poblaciones de las diferentes zonas climáticas del Distrito Capital. Las tablas 4 y 5 presentan la información resumida de la producción de estructuras de reproducción de retamo espinoso y retamo liso en las condiciones climáticas del Distrito Capital. Los datos se corrigieron, estandarizados para un volumen de 1 m³ de biomasa vegetal, en función de la profundidad de copa (PC) de las muestras.

Tabla 4. Producción de estructuras de reproducción de retamo espinoso en 1 m³ de biomasa vegetal en diferentes zonas climáticas de Bogotá D. C., Colombia.

	Zona perhúmeda	Zona húmeda	Zona semihúmeda	Zona semiseca	Zona seca
Variable \ Estación	Sumapaz	Verjón	Usaquén	Capellanía	**
Cant. Botones	3453 +/- 2690	1224 +/- 730	1014 +/- 488	281 +/- 291	NA
Cant. Flores	617 +/- 434	2909 +/- 2124	2789 +/- 460	757 +/- 948	NA
Cant. Frutos verdes	420 +/- 352	1141 +/- 1183	900 +/- 832	2337 +/- 1514	NA
Cant. Frutos maduros	635 +/- 626	2144 +/- 2109	1025 +/- 630	551 +/- 444	NA
Cant. Semillas (vdes)	759 +/- 601	3009 +/- 520	3215 +/- 2626	10244 +/- 7480	NA
Cant. Semillas (maduros)	1088 +/- 1154	7116 +/- 8729	4033 +/- 2582	3038 +/- 2220	NA
Semillas/fruto (vdes)	2,01 +/- 0,44	2,61 +/- 0,35	3,78 +/- 0,50	4,25 +/- 0,40	NA
Semillas/fruto (maduros)	1,94 +/- 068	2,69 +/- 0,96	3,84 +/- 0,25	4,51 +/- 0,39	NA

Tabla 5. Producción de estructuras de reproducción de retamo liso en 1 m³ de biomasa vegetal en diferentes zonas climáticas de Bogotá D. C., Colombia.

	Zona perhúmeda	Zona húmeda	Zona semihúmeda	Zona semiseca	Zona seca
Variable	**	Monserate	Mochuelo	Capellanía	**
Cant. Botones	NA	1806 +/- 839	0	3275 +/- 2263	NA
Cant. Flores	NA	4473 +/- 2837	49 +/- 56	7919 +/- 1634	NA
Cant. Frutos verdes	NA	546 +/- 103	468 +/- 284	5650 +/- 3373	NA
Cant. Frutos maduros	NA	494 +/- 65	676 +/- 176	63 +/- 69	NA
Cant. Semillas (vdes)	NA	1234 +/- 620	1731 +/- 1010	17972 +/- 11627	NA
Cant. Semillas (maduros)	NA	1176 +/- 244	2820 +/- 1052	242 +/- 292	NA
Semillas/fruto (vdes)	NA	2,21 +/- 0,79	3,79 +/- 0,21	3,11 +/- 0,54	NA
Semillas/fruto (maduros)	NA	2,43 +/- 0,72	4,08 +/- 0,54	3,33 +/- 0,72	NA

** Poblaciones no halladas en las condiciones experimentales en la zona climática respectiva. NA = No Aplica.

La figura 6 presenta de forma ilustrada y comparativa la relación entre la producción de estructuras de reproducción de retamo espinoso y retamo liso en coberturas de pastizal en las condiciones ambientales de las diferentes zonas climáticas del Distrito Capital.

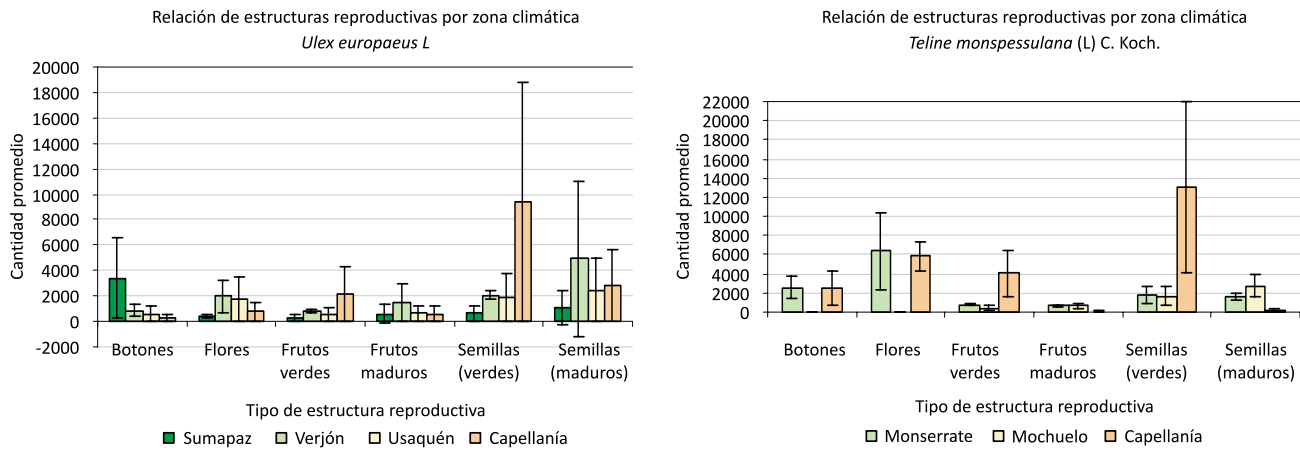


Figura 6. Producción de estructuras de reproducción de retamo espinoso y retamo liso en condiciones ambientales de las diferentes zonas climáticas de Bogotá 2006 – 2007.

ANÁLISIS Y DISCUSIONES

A partir de estos resultados y en forma comparativa con el estudio de potencial de reproducción de estas mismas dos especies bajo coberturas vegetales contrastantes en el Cerro de Monserate (Ríos 2007), es posible determinar que uno de los rasgos característicos de adaptación de estas especies, es la alta heterogeneidad en el comportamiento reproductivo de los individuos al interior de los matorrales, como lo evidencia la alta variabilidad en la respuesta de todas las variables, al comparar los valores de las réplicas al interior de una misma población. Este es el único rasgo que comparten todas las poblaciones, independientemente de las condiciones ambientales en las que se desarrollen. Al analizar los valores de la producción de estructuras de reproducción puede verse lo siguiente:

PRODUCCIÓN DE ESTRUCTURAS DE REPRODUCCIÓN DE RETAMO ESPINOSO

En términos generales, las poblaciones de retamo espinoso en todas las zonas climáticas se encuentran iniciando su etapa reproductiva a finales del año 2006 (octubre – diciembre). La población en el humedal Capellanía, ubicada en la zona climática

semiseca, se encuentra más adelantada que las demás, produciendo predominantemente frutos verdes, mientras que en todas las demás poblaciones se encuentran predominantemente en botones florales o flores.

Para el retamo espinoso puede apreciarse de forma general (Tabla 6 y figura 7), que a medida que disminuye la humedad ambiental en un gradiente desde la zona perhúmeda – húmeda – subhúmeda – semiseca) se observa un mayor avance en el estado reproductivo. Sin embargo, a pesar de estas observaciones, los análisis estadísticos mediante Análisis de Varianza – ANOVA (Tabla 6), muestran que estas diferencias no son estadísticamente significativas, por lo que estas variaciones no son del todo concluyentes.

Tabla 6. Análisis de Varianza – ANOVA para la producción de estructuras de reproducción de retamo espinoso (*Ulex europaeus*) en diferentes zonas climáticas de Bogotá D. C.*

		Suma de cuadrados	df	Cuadrados medios	F	Sig.
Botones	Entre grupos	18655906	3	6218635.2	2.370	.146
	Dentro de grupos	20991751	8	2623968.8		
	Total	39647656	11			
Flores	Entre grupos	4990907.6	3	1663635.9	2.264	.158
	Dentro de grupos	5878567.3	8	734820.917		
	Total	10869475	11			
Frutos verdes	Entre grupos	6143985.6	3	2047995.2	4.531	.39
	Dentro de grupos	3616275.3	8	452034.417		
	Total	9760260.9	11			
Semillas/Fruto (Inmaduras)	Entre grupos	9.614	3	3.205	17.511	.001
	Dentro de grupos	1.464	8	.183		
	Total	11.078	11			
Semillas (Inmaduros)	Entre grupos	1.44E 08	3	47945468	4.861	.033
	Dentro de grupos	78914175	8	9864271.9		
	Total	2.23E 08	11			
Frutos maduros	Entre grupos	1684194.7	3	561398.222	.748	.553
	Dentro de grupos	6005498.0	8	750687.250		
	Total	7689692.7	11			
Semillas/Fruto (Maduro)	Entre grupos	11.883	3	3.961	9.923	.005
	Dentro de grupos	3.193	8	.399		
	Total	15.077	11			
Semillas (Maduros)	Entre grupos	22870713	3	7623571.2	.676	.591
	Dentro de grupos	90203632	8	11275454		
	Total	1.13E 08	11			

* SPSS 8.0 for Windows.

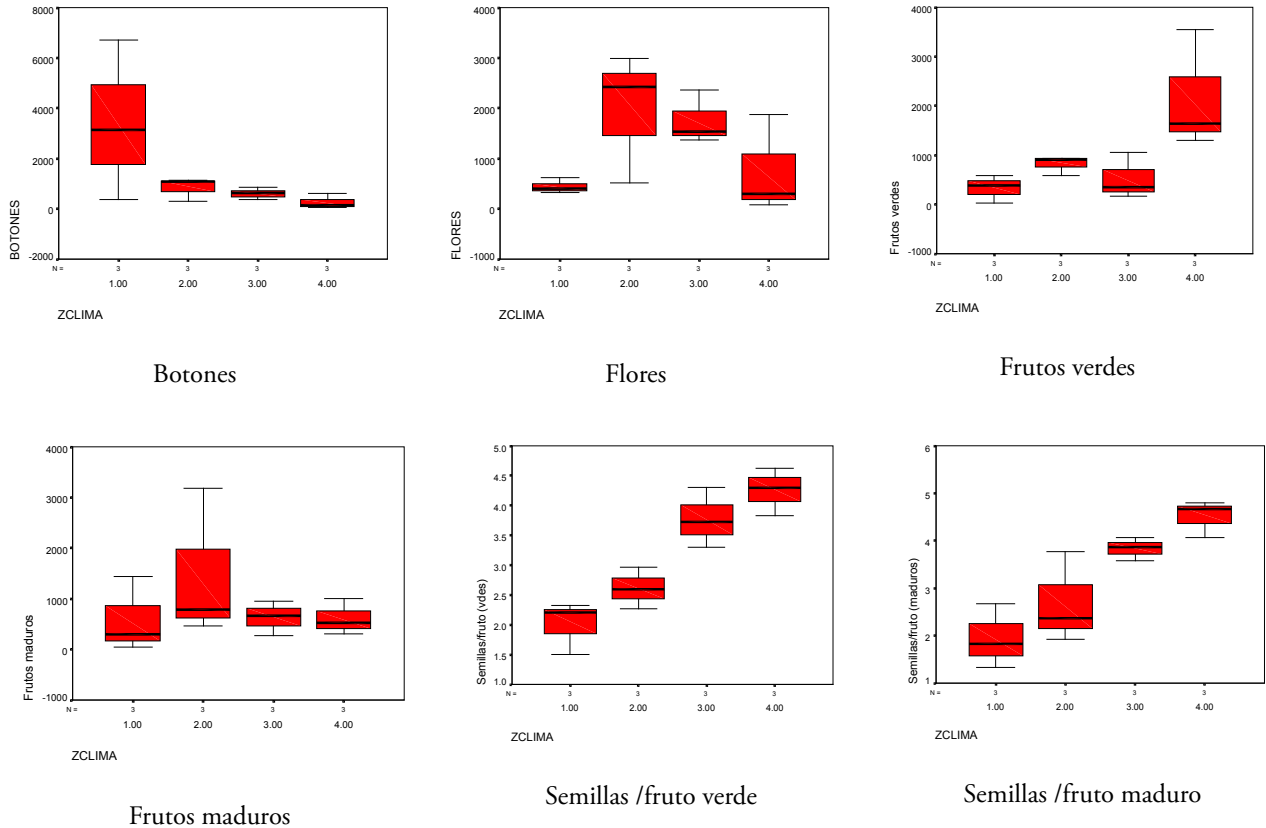


Figura 7. Comparación de la producción de cada tipo de estructura reproductiva de retamo espinoso en diferentes zonas climáticas de Bogotá (ZCLIMA: 1.00 = Perhúmeda, 2.00 = Húmeda, 3.00 = Subhúmeda, 4.00 = Semiseca).

El análisis de varianza muestra que a pesar de las diferencias evidentes en los valores de producción de estructuras reproductivas, esta no es estadísticamente significativa para botones ($P = 0,146$), flores ($P = 0,158$), frutos maduros ($P = 0,553$) y semillas totales de frutos maduros ($P = 0,591$). Por el contrario, estas diferencias son estadísticamente significativas para la producción de frutos verdes ($P = 0,039$) y semillas totales de frutos verdes ($P = 0,033$), y altamente significativas para la producción de semillas/fruto verde ($P = 0,001$) y semillas/fruto maduro ($P = 0,005$).

De este análisis puede resaltarse la tendencia creciente que se observa en la cantidad de semillas/fruto verdes y semillas/fruto maduro, así como de semillas totales de frutos verdes y maduros a medida que disminuye la humedad ambiental. Por su parte, los mayores datos de botones florales y flores en las zonas climáticas húmeda y perhúmeda pueden estar asociados, tanto a un desfase en los ciclos fenológicos, como a una superproducción de estas estructuras relacionada a su vez con una mayor pérdida de las mismas debido al efecto de la lluvia.

PRODUCCIÓN DE ESTRUCTURAS DE REPRODUCCIÓN DE RETAMO LISO

El primer rasgo característico del retamo liso fue la inexistencia de poblaciones en estado reproductivo que se ajustaran a los requisitos del estudio en las zonas climáticas perhúmeda y seca, lo cual restringe el escenario de riesgo a las condiciones intermedias de humedad ambiental del Distrito Capital.

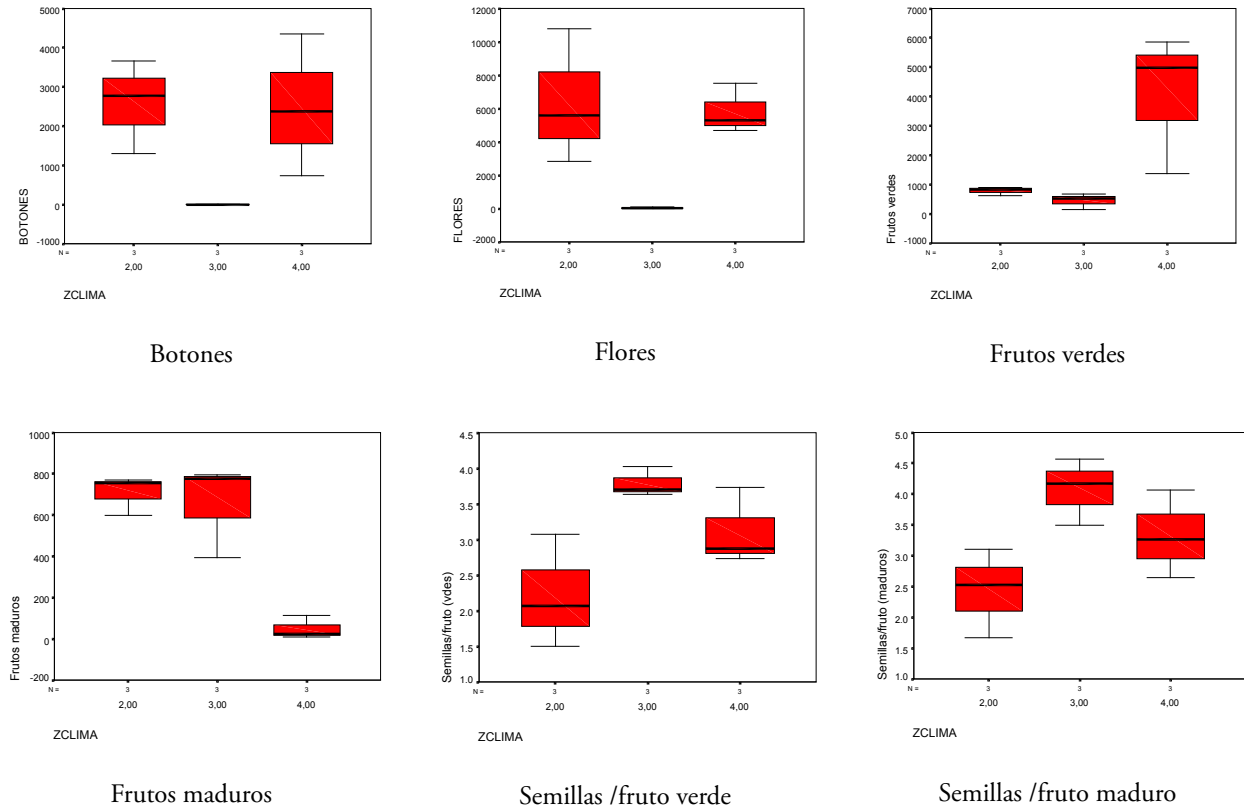


Figura 8. Comparación de la producción de cada tipo de estructura reproductiva de retamo liso en diferentes zonas climáticas de Bogotá (ZCLIMA: 2.00 = Húmeda, 3.00 = Subhúmeda, 4.00 = Semiseca).

En cuanto a las poblaciones estudiadas, también pudo verificarse el estado inicial del ciclo fenológico en el momento de muestreo, en especial en las poblaciones de la zona húmeda (Monserrate) y semiseca (Capellanía). Por el contrario, la población de la zona subhúmeda presentó más frutos maduros que los demás tipos de estructuras, determinando su mayor potencial de propagación en el momento de muestreo (Figura 8).

El análisis de varianza de los datos (Tabla 7) permite ver que para un intervalo de confianza del 5%, no existen diferencias significativas en la producción de botones ($P = 0,075$), cantidad de semillas/fruto maduros ($P = 0,061$) ni cantidad de semillas provenientes de frutos verdes ($P = 0,058$) en las diferentes zonas climáticas. Algunas variables son apenas significativamente diferentes, como la cantidad de flores ($P = 0,037$), frutos verdes ($P = 0,034$) y cantidad de semillas/fruto verde ($P = 0,040$). Entre tanto, son altamente significativas las variables de cantidad de frutos maduros ($P = 0,003$) y cantidad de semillas provenientes de frutos maduros ($P = 0,015$).

Esto ilustra un momento reproductivo diferente de la población de Mochuelo, respecto a las de Monserrate y Capellanía. Estas, con mayores cantidades por tipo de estructuras que la primera, evidencian grandes cosechas para los próximos meses (evidenciada en la gran cantidad de flores y botones), mientras que en Mochuelo se encuentra en plena cosecha, aunque de menores proporciones.

Tabla 7. Análisis de Varianza – ANOVA para la producción de estructuras de reproducción de retamo liso (*Teline monspessulana*) en diferentes zonas climáticas de Bogotá D. C.*

		Suma de cuadrados	df	Cuadrados medios	F	Sig.
Botones	Entre grupos	12897740	2	6448870.1	4.107	.075
	Dentro de grupos	9420282.7	6	1570047.1		
	Total	22318023	8			
Flores	Entre grupos	74220994	2	37110497	5.969	0.37
	Dentro de grupos	37302961	6	6217160.1		
	Total	1.12E 08	8			
Frutos verdes	Entre grupos	23969882	2	11984941	6.227	0.34
	Dentro de grupos	11548197	6	1924699.4		
	Total	35518078	8			
Semillas/Fruto (Inmaduras)	Entre grupos	3.737	2	1.869	5.776	.040
	Dentro de grupos	1.941	6	.323		
	Total	5.678	8			
Semillas (Inmaduros)	Entre grupos	2.60E 08	2	130E 08	4.745	.058
	Dentro de grupos	1.64E 08	6	27379756		
	Total	4.24E 08	8			
Frutos maduros	Entre grupos	806752.667	2	403376.333	19.052	.003
	Dentro de grupos	127031.333	6	21171.889		
	Total	933784.000	8			
Semillas/Fruto (Maduro)	Entre grupos	4.077	2	2.039	4.618	.061
	Dentro de grupos	2.648	6	.441		
	Total	6.725	8			
Semillas (Maduros)	Entre grupos	9975139.2	2	4987569.6	9.181	.015
	Dentro de grupos	3259439.7	6	543239.951		
	Total	13234579	8			

* SPSS para Windows.

CONCLUSIONES

De acuerdo con los resultados obtenidos, se acepta la hipótesis de investigación de partida para el caso del retamo espinoso, acerca de la presencia de un gradiente de adaptación reproductiva a medida que disminuye la disponibilidad ambiental. Este gradiente consiste en la producción de mayor cantidad de semillas/fruto verde y semillas/fruto maduro. También se puede verificar la mayor producción de semillas provenientes de frutos verdes y frutos maduros, no tan claro como el anterior debido a una mayor variabilidad en la producción de frutos verdes y maduros respectivamente. Esto significa que en las zonas semisecas ocurre un mayor arribo de semillas al banco de semillas con el consiguiente enriquecimiento de las poblaciones invasoras.

Dicho gradiente no se verificó para esta especie en función de las demás variables, las cuales presentaron mayores valores en la zona climática húmeda (vereda Verjón Bajo).

Al igual que en el estudio complementario de potencial de reproducción realizado en coberturas contrastantes en el Cerro de Monserrate (Ríos 2007) se verificó como atributo característico de estas especies la alta variabilidad de la cantidad de estructuras reproductivas al interior del matorral, lo cual garantiza la presencia de semillas a lo largo de todo el año.

El retamo liso muestra la misma tendencia que el retamo espinoso en la producción de vainas con mayor número de semillas a medida que disminuye la humedad ambiental.

El agua es uno de los factores abióticos más importantes en la regulación de las fenofases de las plantas, su disponibilidad a través de la precipitación determina las condiciones favorables para el desarrollo de los procesos reproductivos

Las diferencias en la producción de semillas es una de las causas fundamentales que promueven cambios sucesionales en la vegetación. Por lo que la producción de abundante cantidad de semillas de retamo espinoso y liso sobre las comunidades de pastizales promoverá el avance sucesional de éstos, hacia comunidades de matorrales exóticos que se autopertuarán en la medida en que se enriquecen los bancos de semillas.

Los pastizales de kikuyo en todas las zonas climática del Distrito Capital, de forma independiente a los motivos para su consolidación y el substrato en el que se consolidan escombros, rellenos, suelos naturales o degradados) constituyen espacios para la adaptación de las especies invasoras del complejo de retamos, y una vía para la propagación de las mismas a lo largo del territorio del Distrito Capital y demás regiones altoandinas del país.

AGRADECIMIENTOS

El autor desea expresar sus sinceros agradecimientos a todas aquellas personas que contribuyeron al logro de los propósitos del presente estudio en sus diferentes fases. A Juan Francisco García, Luis Alejandro Ramírez, Alexander Delgado, Rodrigo Castañeda y Gustavo Rodríguez por su apoyo en los muestreos en campo; a Juan Sebastián, Claudia, Gabriel, Javier, Leonidas, Irene, Bibiana, Diana Marcela, Belkis, Osvaldo, Yuly, Nubia y demás personas que acompañaron las largas jornadas de separación y procesamiento de muestras en el laboratorio. A los propietarios de predios infestados que permitieron el acceso a las poblaciones de retamo. A Héctor Orlando Lancheros por sus valiosas ideas y apoyo en el análisis estadístico de los datos.

LITERATURA CITADA

- Abril F., M. L. & C. A. González M. 1999. Zonificación por Balance Hídrico de la Cuenca Alta y Media del Río Bogotá, utilizando Sistemas de Información Geográfica. Documento electrónico. URL disponible: <http://gis2.esri.com/library/userconf/latinproc99/ponencias/ponencia26.html>
- Alarcón C., E. P. 1997. Caracterización y comportamiento simbiótico de aislamientos de *Rizobium* y *Bradyrizobium* que nodulan *Acacia decurrens* y *Cytisus sp.*, para ser utilizados en programas de reforestación. Trabajo de grado. Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Ciencias. Departamento de Química. Santa Fe de Bogotá. Colombia.
- Alarcón, E. P., A. Lozano de Y. & H. Chaparro. 1997. Caracterización fenotípica de aislamientos rizobianos de acacia (*Acacia sp.*) y retamo (*Teline monspessulana*). En: Revista Colombiana de Química 26(2): 13 pp.
- Cárdenas, C. 2004. Invasiones por *Ulex europaeus*: Germinación y Estrategias de Control en Fases Tempranas. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma de Barcelona. Centre de Reserca Ambiental e Aplicacions Forestals – CREA. Barcelona – España. 132 pp.
- Christensen, N. 1985. Shrubland fire regimes and their evolutionary consequences. In: Pickett, S. T. A. & P. S. White (eds). The Ecology of Natural Disturbances and Patch Dynamics. Academic Press Inc. San Diego, California, USA. 85 – 100 pp.
- Claro Rizo, F. A. 1995. Estudio Agroclimático de la Cuenca Alta del Río Bogotá y del Río Ubaté – Suárez. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales – IDEAM. Subdirección de Meteorología. Grupo de Agrometeorología. Santafé de Bogotá.
- Clements, D. R., D. J. Peterson and R. Prasad. 1998. The Biology of Canadian Weeds 112. *Ulex europaeus* L. Can. J. Pl. Sci. 78.
- Guhl, E. 1982. Los Páramos Circundantes de la Sabana de Bogotá. Jardín Botánico José Celestino Mutis. Bogotá D. C. 127 Págs.
- Hoshovsky, M. 1989a. Element Stewardship Abstract (ESA) for *Ulex europaeus*: Gorse. The Nature Conservancy. <http://tn-weeds.ucdavis.edu/esadocs/ulxeuro.html>
- Hoshovsky, M. 1989b. Element Stewardship Abstract (ESA) for *Cytisus scoparius* and *Genista monspessulana*: Scotch Broom, French Broom. The Nature Conservancy
- IGAC – ORSTOM. 1984. Estudio Regional Integrado del Altiplano Cundiboyacense. Convenio Instituto Geográfico Agustín Codazzi (Colombia) – Office de la Recherche Scientifique et Technique Outre Mer (France). Bogotá D. C., 416 Págs.

- IPM Practitioners Assoc. s.f. Noxious Weed Integrated Vegetation Management Guide. IVM Technical Bulletin. Gorse. 16 pp. <http://www.efn.org/~ipmpa/Noxgorse.html>
- Integrated Vegetation Management IVM Technical Bulletin. 2000. Gorse. Noxious Weed IVM Guide. Disponible en: <http://members.efn.org/~ipmpa/noxgorse.html>
- Jardín Botánico José Celestino Mutis (2002) Complementos al Manual Verde. Subdirección Científica.
- Leblanc, J. W. 2001. Getting a handle on broom. Scotch, French, Spanish and Portuguese Brooms. University of California, Agricultural and Natural Resources. Publication 8049. 9 pp. Documento electrónico: <http://anrcatalog.ucdavis.edu/pdf/8049.pdf>
- MacCarter, L. E. , and D. L. Gaynor. 1980. Gorse: a Subject for Biological Control in New Zealand. N. Z. Journal of Experimental Agriculture 8: 321-330
- Mobley, L. 1954. Scotch broom, a menace to forest, range and agricultural land. Proc. 6th. Ann. Calif. Weed Conf. 29 – 32 pp.
- Páramo R., G. E. 2003. Composición, heterogeneidad espacial y conectividad de paisajes en las áreas rurales del Distrito Capital de Bogotá. Colombia. En: Revista Pérez Arbelaezia 14: 25 – 71.
- Pérez P., A. 1996. Perfil Ambiental de Santa Fe de Bogotá. Corporación Misión Siglo XXI. Primera Edición. Bogotá D. C. 342 Págs.
- Ríos A., H. F. 2005a. Guía Técnica para la Restauración Ecológica de Áreas Afectadas por Especies Vegetales Invasoras en el Distrito Capital: Complejo invasor retamo espinoso (*Ulex europaeus* L) – retamo liso (*Teline monspessulana* (L) C. Koch.). Jardín Botánico José Celestino Mutis. Bogotá D. C. 155 Págs.
- Ríos A., H. F. 2005b. Zonificación del riesgo y prioridades de manejo y restauración ecológica de áreas afectadas por el complejo invasor de retamo espinoso (*Ulex europaeus*) – retamo liso (*Teline monspessulana*) en Bogotá D. C. Jardín Botánico José Celestino Mutis. Informe final del contrato 196 – 2004. Bogotá D. C.
- Ríos A., H. F. 2007. Producción de estructuras reproductivas de *Ulex europaeus* y *Teline monspessulana* en tres tipos de vegetación en el Cerro de Monserrate, Bogotá D. C., Revista Pérez Arbelaezia No. 17, 93 – 119.
- Sineiro, F. 1974. Eradication and control of gorse (*Ulex europaeus* L). Disp. Agric. Sci. Nassey University. New Zealand. 115 pp.
- Stephenson, S. N. & M. F. Buell. 1965. The Reproducibility of Shrub Cover Sampling. Ecology. Vol. 46. No. 3, 379 – 380.
- Van der Hammen, T.; S. Gaviria, P. Caro, J. Padilla, H. Vergara, G. Vargas, P. Faivre, R. Duarte, F. Romero, J. Thorez, C. Angel, J. C. Berrío, L. M. González, O. Vargas & J. F. Cárdenas. 2001. Aspectos Geoambientales de la Sabana de Bogotá. Publicaciones Geológicas Especiales de Ingeominas. Publ. Esp. No. 27. Instituto de Investigación e Información Geocientífica Minero – Ambiental y Nuclear Ingeominas. Bogotá D. C. 303 pp.
- Wender, B. W; C. A. Harrington & J. C. Tappeiner. 2004. Flower and Fruit Production of Understory Shrubs in Western Washington and Oregon. Northwest Science, Vol. 78. No. 2, 124 – 140.



13. DISTRIBUCIÓN DEL NICHU ECOLÓGICO ACTUAL Y FUTURO DE ANFIBIOS Y REPTILES EXÓTICOS: INVASIONES POTENCIALES EN LAS CORPORACIONES AUTÓNOMAS REGIONALES Y DE DESARROLLO SUSTENTABLE EN COLOMBIA

J. Nicolás Urbina-Cardona^{1,2} y Fernando Castro²

¹Conservation International, Colombia
nurbina@yahoo.com

²Grupo Laboratorio de Herpetología, Facultad de Ciencias, Universidad del Valle,
Cali - Colombia

RESUMEN

El proceso de la invasión de especies exóticas introducidas, es un factor crítico en la extinción local de especies nativas debido a las presiones y cambios locales que generan a nivel ecosistémico, así como de ensamblajes y poblaciones nativas. El presente estudio determina de manera predictiva la distribución del nicho ecológico actual y futuro (año 2050) de siete especies de anfibios y reptiles con potencial invasor para Colombia y determina su potencial invasión por jurisdicción CAR-CDS debido a las competencias que la Política Nacional de Biodiversidad les atribuye en el control y erradicación local de especies invasoras. Así se determinó una invasión entre 0 y 37% en Colombia de las siete especies consideradas y se estimó a futuro un cambio a -0.7 y 43.4% de Colombia. *Hemidactylus brooki* se muestra como la especie más exitosa con un nicho ecológico actual del 29.2% pero que a futuro podría aumentar a 72.6%; y *Lithobates catesbeianus* una de las especies invasoras más agresivas a nivel mundial presenta una distribución del 11.7% en el país pero según el modelo utilizado reduciría a futuro en un 11% su nicho ecológico potencial principalmente en las jurisdicciones de 17 corporaciones. Este estudio busca proveer una línea base como herramienta para que las corporaciones (CARs y CDSs) realicen búsquedas y detecciones tempranas de estas especies invasoras en sus ecosistemas naturales con el fin de adoptar medidas de monitoreo, seguimiento y control de las especies invasoras y puedan priorizar áreas para la erradicación de estas poblaciones.

Palabras clave: especies invasoras, distribución geográfica, cambio climático, herpetofauna, MaxEnt.

INTRODUCCIÓN

La invasión de especies foráneas o exóticas aunada a la pérdida y fragmentación de hábitat son importantes amenazas para la supervivencia y persistencia de la herpetofauna Neotropical (Urbina-Cardona 2008). Un ecosistema perturbado por deforestación, degradación o eventos que resultan de cambios climáticos extremos, se vuelve más propenso a ser invadido por especies exóticas (*sensu* Kaiser 1997) debido a que con la cascada de extinciones de especies endémicas (causada por la fragmentación del hábitat; Laurance *et al.* 2002), nuevos nichos quedan disponibles para ser ocupados por especies con gran capacidad de adaptación, como las invasoras, evitando la recolonización por parte de especies nativas (Kaiser 1997, Gutiérrez 2006, Catford *et al.* 2009). Por lo general en la mayoría de los casos, la introducción de especies exóticas se relaciona con procesos de colonización humana al trasladar especies intencionalmente para usos como especies cinegéticas, cacería, control de plagas, alimento, entre otros (Gutiérrez 2006). En el caso de los anfibios y reptiles, algunas especies son capturadas en vida silvestre y comercializadas como alimento (e. g. *Lithobates catesbeianus*), mascotas (e.g. *Hemidactylus* spp., *Norops sagrei*, *Eleutherodactylus johnstonei*), control de plagas (e.g. *Rhinella marina*) y como insumo en la medicina tradicional (Kaiser 1997, Schlaepfer *et al.* 2005).

Para que una especie exótica llegue a representar un verdadero problema para la biodiversidad nativa debe (Catford *et al.* 2009): (1) romper la barrera geográfica que la separa de su rango geográfico natural (e.g. montañas, mares, cuencas), (2) adaptarse a las condiciones abióticas locales del nuevo hábitat, (3) lograr la sobrevivencia de sus poblaciones para competir eficientemente con las especies nativas (e.g. alteración de interacciones bióticas), (4) las poblaciones de la especie invasora deben incrementarse y dispersarse rápidamente (como en el caso de *R. marina* que las poblaciones invasoras en Australia alcanzaron una densidad poblacional diez veces mayor a su área nativa en el Neotrópico), rompiendo barreras a nivel de paisaje. Al llegar a este estado de colonización se puede considerar como una especie invasora (Hellman *et al.* 2008, Catford *et al.* 2009). Cuando una especie exótica invade un hábitat natural puede causar graves daños a la estructura y función del ecosistema y provocar desequilibrios ecológicos entre poblaciones de especies nativas (e.g. cambios en composición de ensamblajes, patrones de dominancia, estructura trófica y viabilidad poblacional) debido al desplazamiento y extirpación local de especies, así como el cambio

en las interacciones bióticas (e.g. competencia, mutualismo, predación, parasitismo) y la posible transmisión de enfermedades (Gutiérrez 2006). Específicamente para el caso de *L. catesbeianus* se ha demostrado que el comercio masivo de ésta especie ha incrementado su invasión en hábitats naturales distintos al lugar de su origen natural, afectando directamente poblaciones nativas por predación y competencia, e indirectamente al ser portadora pasiva de un hongo (*Batrachochytrium dendrobatidis*), que elimina sistemáticamente a los anfibios incluso en los ambientes más conservados (Mazzoni *et al.* 2003, Schloegel *et al.* 2009).

En este estudio se modeló la distribución actual y futura (año 2050) de siete especies de anfibios y reptiles con potencial invasor, con el fin de determinar su rango de distribución geográfica en el país y se determinó su distribución geográfica por jurisdicción CAR-CDS para generar una línea base en el conocimiento de la distribución de estas especies invasoras en Colombia. Este trabajo realiza aportes para fortalecer la gestión en el control y erradicación de especies invasoras en el país, debido a que a la luz de la Política Nacional de Biodiversidad, “la introducción de especies invasoras y organismos modificados genéticamente a los ecosistemas naturales del país, y el trasplante de especies entre ecosistemas, se controlarán mediante acciones conjuntas de las CAR, los Ministerios de Agricultura y del Medio Ambiente, y la Aduana Nacional”. A su vez, la resolución #0848 del 23 de mayo de 2008 determina que “para efectos de adoptar medidas para la prevención, control y manejo de las especies exóticas introducidas, invasoras y trasplantadas presentes en el territorio nacional, las corporaciones autónomas regionales (CARs y CDSs) autorizarán y/o adelantarán directamente las actividades que en cada caso se estimen pertinentes, tales como el otorgamiento de permisos de caza de control y demás medidas de manejo que resulten aplicables conforme a las disposiciones legales vigentes”.

MÉTODOS

OBTENCIÓN DE LOCALIDADES DE ESPECIES

Se identificó un grupo de especies de anfibios y reptiles con alto potencial invasor:

1. Tres especies invasoras registradas oficialmente en Colombia: *Lithobates catesbeianus*, *Eleutherodactylus johnstonei*, *Hemidactylus brookii*.
2. Tres especies invasoras con distribución conocida en Mesoamérica que podrían llegar a Colombia: *Hemidactylus turcicus*, *Norops sagrei*, *Ramphotyphlops braminus*.
3. Una especie nativa de Colombia que es invasora en otros lugares fuera del Neotrópico (e.g. Australia, Antillas): *Rhinella marina*.

A partir de la búsqueda de registros geográficos de siete especies en bases de datos en línea *HerpNet* (<http://www.herpnet.org>), *Species Link* (<http://splink.cria.org.br>), Red Mundial de Información sobre Biodiversidad (*REMIB*; http://www.conabio.gob.mx/remib/doctos/remib_esp.html), *Invasives Information Network of the Inter-American Biodiversity Information Network (IABIN I3N)*; (<http://i3n.iabin.net/>), algunas localidades de museos de Colombia (véase agradecimientos) y artículos científicos (Giovanelli *et al.* 2008) se construyó una base de datos de 1681 registros únicos para todo el Neotrópico con una media de 240 (DS=386) entre 24 y 1100 registros por especie.

OBTENCIÓN DE VARIABLES CLIMÁTICAS (ACTUALES Y FUTURAS)

Los datos climáticos actuales y futuros se tomaron de la base de datos WorldClim (<http://www.worldclim.org/>) generados a partir de la interpolación de bases de datos climáticas globales con datos desde el año 1950 - 2000 (Hijmans *et al.* 2005), y con 19 variables bioclimáticas actuales y futuras a una resolución de 1km². Las variables bioclimáticas son derivadas de valores mensuales de temperatura y precipitación, representando para la temperatura y precipitación: tendencias anuales, estacionalidad y factores extremos o limitantes; representando la variabilidad climática relacionada estrechamente con la biología y ecofisiología de las especies (Urbina-Cardona y Flores-Villela 2010). Para el escenario climático futuro se usó el modelo general de circulación (modelo climático: CCCMA), con el escenario de emisiones A2a para el año 2050 que asume que la dependencia del hombre por combustibles fósiles aumentará, incrementando la emisión de gases de efecto invernadero.

Para un total de 19 variables geográficas actuales y las mismas variables interpoladas a un escenario de cambio climático (modelo CCCMA, escenario a2a, año 2050): (1) *mean annual temperature*, (2) *mean diurnal range*, (3) *isothermality*, (4) *temperature seasonality*, (5) *maximum temperature of the warmest month*, (6) *minimum temperature of the coldest month*, (7) *annual temperature range*, (8) *mean temperature of the wettest quarter*, (9) *mean temperature of the driest quarter*, (10) *mean temperature of the warmest quarter*, (11) *mean temperature of the coldest quarter*, (12) *annual precipitation*, (13) *precipitation of the wettest month*, (14) *precipi-*

tation of the driest month, (15) precipitation seasonality, (16) mean precipitation of the wettest quarter, (17) mean precipitation of the driest quarter, (18) mean precipitation of the warmest quarter, (19) mean precipitation of the coldest quarter. Tanto las 19 variables actuales como las 19 variables futuras fueron cortadas para el área de estudio, circunscrita por los 48 países que se encuentran en el Neotrópico continental e insular en un área de 20.483.672 Km².

MODELOS DE NICHOS ECOLÓGICO

El modelado de nicho ecológico de una especie, se basa en registros geográficos de presencia de especies y hace inferencia sobre la probabilidad de la distribución de la máxima entropía con el uso del software MaxEnt (Phillips *et al.* 2006) sujeta a la asociación entre las especies y las variables ambientales en un espacio geográfico. El modelo resultante es la probabilidad relativa de la distribución de una especie a lo largo del espacio geográfico definido, donde valores probabilísticos mayores indican que la verosimilitud en una celda (pixel de 1km²) tiene potencialmente las condiciones ambientales adecuadas para el establecimiento de la especie modelada (Elith *et al.* 2006, Phillips *et al.* 2006).

Se generaron modelos geográficos de nicho ecológico proyectados como distribuciones potenciales de siete especies (tres anuros, tres saurios y una serpiente) con alto potencial invasor, usando el programa MaxEnt versión 3.3.1 (Phillips *et al.* 2006). Los modelos resultantes se obtuvieron en formato logarítmico y usando un 25% de los datos como *set* de prueba y el 75% como *set* de entrenamiento. Se usó el formato de salida logístico debido a que es robusto cuando la ocurrencia es desconocida y su interpretación biológica es más fácil debido a que asume que la probabilidad de presencia estimada para una especie, está basada en las restricciones impuestas por las variables ambientales (Phillips y Dudík 2008).

La calidad del modelo se evaluó a través de los valores del área bajo la curva (AUC por sus siglas en inglés; Phillips *et al.* 2006) que caracterizan el desempeño del modelo de distribución, así como un valor mayor en la curva de prueba que la curva predicha al azar (“receiver operating characteristic ROC sensitivity-specificity”; Phillips *et al.* 2006). En el presente estudio todos los modelos presentaron valores de AUC mayores de 0.9 y $p < 0.05$; indicando distribuciones con alto poder predictivo (Tabla 1). Los modelos de nicho ecológico actual y futuro incluidos en los análisis se reclasificaron en presencias y ausencias, usando como valor umbral, el valor 10% del set de entrenamiento (10 *percentil training data*; Urbina-Cardona y Loyola, 2008 Urbina-Cardona y Flores-Villela 2010). Este valor umbral es apropiado para modelos que se han generado usando registros tomados de gran diversidad de bases de datos por lo que no se cuenta con una certeza de su correcta georeferenciación o identificación taxonómica de las especies (E. Martínez-Meyer *com. pers.* 2008).

Tabla 1. Distribución actual y futura (año 2050) de especies de anfibios y reptiles con potencial de invasión en Colombia.

Especies	Origen	n	AUC	Distribución geográfica actual		Distribución geográfica futura (2050)		Cambio total actual a futuro (%)
				Rango geográfico	% de Colombia	Rango geográfico	% de Colombia	
Anfibios								
<i>Eleutherodactylus johnstonei</i>	Antillas menores	52	0.976	119535.9	10.5	146307.8	12.8	2.3
<i>Rhinella marina</i> **	Neotrópico	1100	0.928	430230.0	37.7	856016.5	75.0	37.3
<i>Lithobates catesbeianus</i>	Noreste de EU	240	0.957	133493.0	11.7	125859.0	11.0	-0.7
Reptiles								
<i>Hemidactylus brookii</i>	India y Este de Africa	24	0.988	333770.9	29.2	829259.5	72.6	43.4
<i>Hemidactylus turcicus</i> *	Mediterráneo	60	0.918	60518.2	5.3	382374.9	33.5	28.2
<i>Norops sagrei</i> *	Antillas	143	0.996	7383.6	0.6	16299.2	1.4	0.8
<i>Ramphotyphlops braminus</i> *	Africa y Asia	62	0.988	279.3	0.0	3472.0	0.3	0.3

* Especie invasora con distribución conocida en Mesoamérica que podría llegar a Colombia.

** Especie nativa de Colombia que es invasora en otros lugares fuera del Neotrópico (e.g. Antillas, Australia).

ANÁLISIS GEOGRÁFICO DE LAS DISTRIBUCIONES POTENCIALES

Una vez evaluada la validez de los modelos de distribución actual y futura para las siete especies seleccionadas se procedió a cortar cada modelo geográfico, resultante para el Neotrópico, a un área circunscrita a la extensión de Colombia a un área de 1.141.962 Km².

Las distribuciones potenciales (reclasificadas a presencia-ausencia y cortadas a la extensión de Colombia) de cada una de las siete especies, se sobrepusieron con el mapa de jurisdicción de las Corporaciones Autónomas Regionales (CAR) y Centros de Desarrollo Sustentable (CDS) de Colombia, usando el programa ArcMap 9.2. Usando el programa ArcView, con la extensión Projector! y la proyección "Equal Area Cylindrical", se calculó el área de distribución potencial actual y futura de cada especie en Colombia, así como el área de distribución de cada especie en cada CAR-CDS.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las condiciones ambientales de un nicho ecológico pueden ser representadas en múltiples áreas a lo largo de un espacio geográfico (Hutchinson 1957). Sin embargo, se debe tener en cuenta que, al interpretar el nicho ecológico modelado, no necesariamente las especies se podrán distribuir a lo largo de este espacio (*sensu* hipervolumen n-dimensional (Hutchinson 1957)) debido a restricciones etológicas y de dispersión (e.g. barreras biogeográficas), así como interacciones interespecíficas que suceden a escalas locales, sesgando los patrones ecológicos a gran escala (Elith *et al.* 2006, Phillips y Dudik 2008). Sin embargo, ante la ausencia de mejores alternativas de análisis predictivos, los modelos de nicho ecológico se han convertido en una técnica globalizada para generar la línea base en estudios ecológicos y de biogeografía de la conservación (Jetz *et al.* 2008). Específicamente el estudio geográfico de las especies invasoras se ha abordado recientemente a partir del uso de modelos de nicho ecológico para predecir cambios en los rangos de distribución de especies bajo escenarios de cambio climático (Rouget *et al.* 2004, Thuiller *et al.* 2005, Freedman *et al.* 2008, Giovanelli *et al.* 2008). Broennimann *et al.* (2007) sugieren que en algunos casos el modelo de nicho ecológico no es robusto al predecir el rango actual de invasión de una especie pero sí es muy acertado para predecir áreas con alta vulnerabilidad de invasión por parte de esa especie.

En el presente estudio se determinó que las siete especies modeladas presentan una distribución potencial actual distinta (entre 0 y 37.7% de Colombia) y difieren en su distribución futura en escenarios de cambio climático (entre -0.7 y 43.4% de Colombia) siendo *Rhinella marina* (Figura 1a) y *Hemidactylus brookii* (Figura 1a) las que incrementarán en mayor medida su distribución para el año 2050, distribuyéndose en el 75 y 72.6% del país, respectivamente (Tabla 1). *Rhinella marina*, entendida como especie nativa en el Neotrópico pero que tiene una tendencia a invadir otras latitudes (dispersándose hasta 15 km al año (Lever 2001, Marsh y Trenham 2001)), presenta en Colombia un efecto de expansión altitudinal marcado. *H. brookii*, saurio introducido y que se encuentra fuertemente asociado a los hábitats que ofrecen los asentamientos humanos, con gran éxito en la colonización de infraestructura del asentamiento antrópico.

A partir del estudio del cambio entre la distribución del nicho ecológico actual y futuro de las especies, se pudo determinar qué (Tabla 2): (a) *E. johnstonei* (Figura 1c) incrementará en más del 100% su distribución futura en las jurisdicciones de 12 corporaciones (CORPOCALDAS, CORPOMOJANA, EPA, CORPOGUAVIO, CSB, CRQ, CORPOCHIVOR, CORNARE, CORPORINOQUIA, DAGMA, CORPOURABA y CARDIQUE); (b) *L. catesbeianus* (Figura 1d) incrementará en más del 100% su distribución futura en las jurisdicciones de dos corporaciones (CORPOGUAJIRA y CVS); (c) *H. brookii* (Figura 1b) incrementará en más del 100% su distribución futura en las jurisdicciones de 13 corporaciones (CDA, CARSUCRE, CRA, CARDIQUE, CORPOAMAZONIA, BAMA, CORPOMOJANA, CORPORINOQUIA, CORMACARENA, CORPOGUAJIRA, CODECHOCO, CORPAMAG, CVS); (d) *H. turcicus* (Figura 1e), aunque hasta el momento no se ha registrado en el país, podría incrementar en más del 100% su distribución futura en las jurisdicciones de 13 corporaciones (CVS, EPA, CORPAMAG, CRA, CORMACARENA, CARSUCRE, CORPOMOJANA, CAS, CORPORINOQUIA, CARDIQUE, CDA, CORPOCESAR, CSB); (e) *N. sagrei* (Figura 1f), aunque hasta el momento no se ha registrado en el país, podría incrementar en más del 100% su distribución futura en las jurisdicciones de tres corporaciones (CODECHOCO, CVC, CORPONARIÑO); y (f) *R. braminus* (Figura 1g), aunque hasta el momento no se ha registrado en el país, podría incrementar en más del 100% su distribución futura en las jurisdicciones de tres corporaciones (CARDIQUE, CRA, CORPOGUAJIRA). Finalmente, (g) *R. marina*, a pesar de ser una especie nativa que se encuentra distribuida actualmente en el 37.7% del país, podrá colonizar progresivamente ecosistemas más altos incrementando su rango geográfico hasta colonizar el 75% del país.

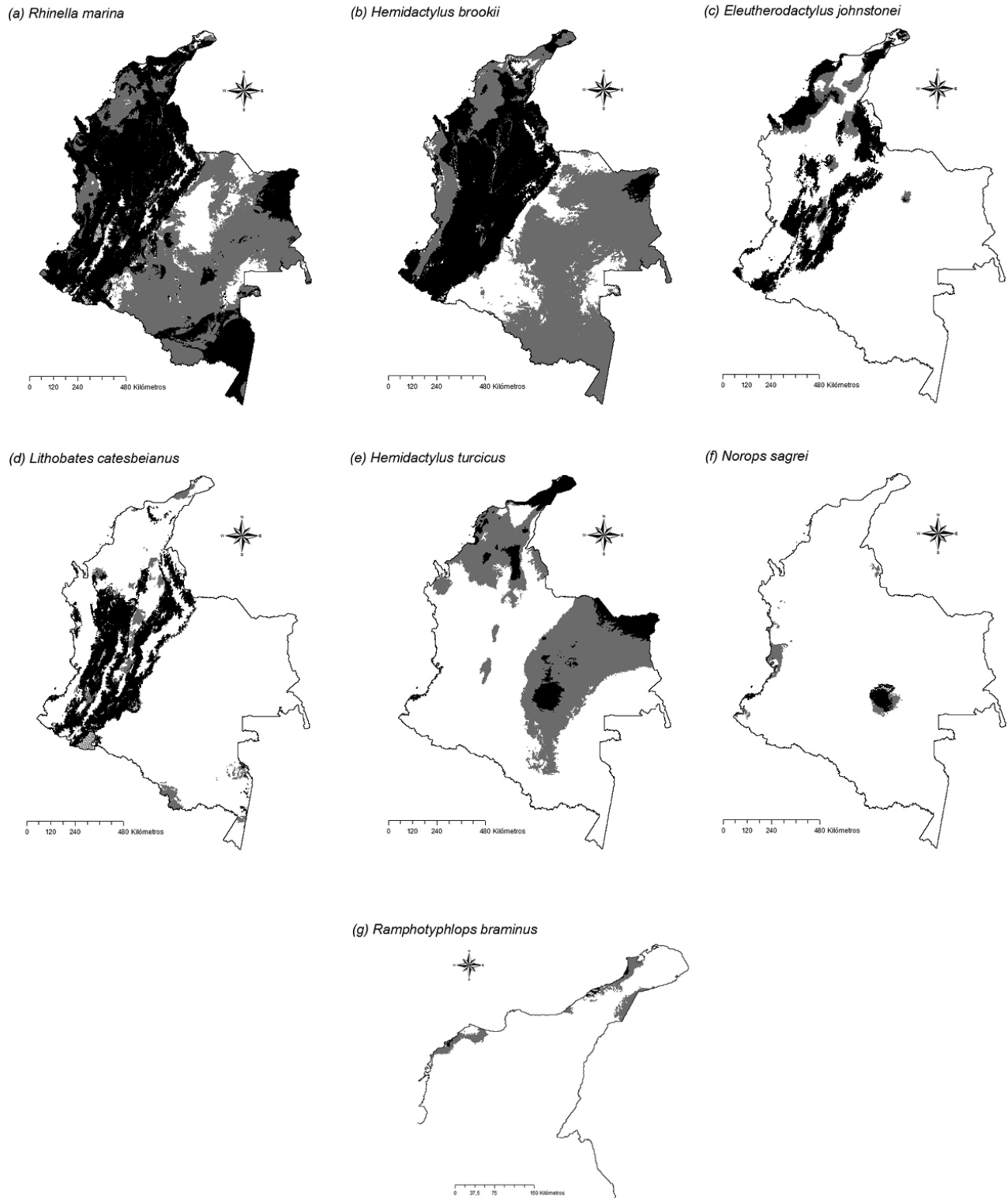


Figura 1. Distribución actual y futura (modelo de circulación CCCMA, escenario de emisiones A2a, año 2050) de anfibios y reptiles con potencial invasor en Colombia. (a) *Rhinella marina*, (b) *Hemidactylus brookii*, (c) *Eleutherodactylus johnstonei*, (d) *Lithobates catesbeianus*, (e) *Hemidactylus turcicus*, (f) *Norops sagrei* y (g) *Ramphotyphlops braminus*. En color negro se representan las áreas de distribución actual que se mantienen en el futuro; en color gris con puntos negros las áreas de distribución actual que se reducen en el futuro; y en color gris la distribución futura que se incrementa con respecto a la actual.

Tabla 2. Distribución actual y futura (año 2050) de especies con potencial invasor en las jurisdicciones de CAR y CDS en Colombia. * Especie invasora con distribución conocida en Mesoamérica que podrían llegar a Colombia. ** Especie nativa de Colombia que es invasora en otros lugares fuera del Neotrópico (e.g. Antillas, Australia).

Corporación	Área (Km²)	<i>E. johnstonei</i>		<i>R. marina</i> **		<i>L. catesbeianus</i>		<i>H. brookii</i>		<i>H. turcicus</i> *		<i>N. sagrei</i> *		<i>R. braminus</i> *	
		Actual	Futuro	Actual	Futuro	Actual	Futuro	Actual	Futuro	Actual	Futuro	Actual	Futuro	Actual	Futuro
Amvaiva	115329.5	813.6	667.3	1155.0	1157.5	1115.0	1139.6	1157.5	1157.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Bama	15283.1	152.1	152.1	151.2	152.1	0.0	1.9	19.6	152.1	0.0	148.4	0.0	0.0	0.0	3.0
CAM	1923974.1	7776.2	7841.8	13943.0	14309.9	11862.7	10044.3	17609.5	18924.2	0.0	325.2	0.0	0.0	0.0	0.0
CAR	1710186.3	8523.2	7369.9	10449.0	10662.9	6907.1	5514.2	15981.3	15200.5	0.0	387.2	0.0	0.0	0.0	0.0
Carder	359881.9	226.0	127.2	3066.6	3003.9	2680.5	2906.9	3570.0	3519.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Cardique	647714.7	1607.9	3570.9	920.9	6354.1	0.0	0.0	356.6	6116.3	839.6	5648.6	0.0	0.0	2.2	120.9
Carsucre	509307.6	2274.1	4401.3	49.9	4000.4	0.0	0.0	32.6	5022.1	623.3	4712.6	0.0	0.0	0.0	0.0
CAS	2590668.0	3761.2	4117.6	19860.1	21307.1	7518.9	8353.3	24408.1	23628.0	326.6	2312.8	0.0	0.0	0.0	0.0
CDA	17930710.4	0.0	2969.5	11500.5	138793.8	280.1	506.9	75.7	123231.8	7474.5	46679.2	4590.8	8649.1	0.0	0.0
CDMB	456793.8	3291.6	1986.9	2742.3	3202.7	2295.8	2063.3	3958.6	3730.7	0.0	557.2	0.0	0.0	0.0	0.0
Codechoco	4732036.0	1696.2	2128.1	21671.6	39098.6	4543.6	3749.9	9156.5	34019.4	0.0	3734.8	3.4	4865.2	0.0	0.0
Corantioquia	3490641.0	2254.8	3944.2	32802.6	33267.1	11037.4	9548.4	29224.0	29208.0	0.0	5130.2	0.0	0.0	0.0	0.0
Cormacarena	8602010.9	3034.1	1659.9	11742.4	35657.8	4853.4	3375.8	7827.4	51449.0	6226.6	50867.6	2720.5	870.1	0.0	0.0
Cornare	814257.5	1738.8	8772.3	7680.3	7401.2	6148.5	5933.5	7666.1	7275.6	0.0	11.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Corpamag	2307639.8	2652.9	4233.0	11492.9	20460.2	347.0	274.0	6532.4	18244.2	911.9	16840.2	0.0	0.0	0.0	331.3
Corpoamazonia	22563811.4	4216.4	4278.3	73173.5	194761.6	16212.6	14140.3	13810.7	136960.0	0.0	12119.4	0.0	0.0	0.0	0.0
Corpoboyaca	1616698.4	5328.0	600.3	7804.4	6948.8	3219.7	3255.5	11918.3	9812.1	0.0	14.3	0.0	0.0	0.0	0.0
Corpocaldas	744360.8	247.2	8827.9	6307.9	5952.5	4338.8	3815.0	7018.8	6773.1	0.0	705.8	0.0	0.9	0.0	0.0
Corpocesar	2261400.7	1724.5	610.7	12242.4	19975.9	370.7	625.8	10099.0	17995.6	2579.4	14602.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Corpochivor	304192.8	998.3	7451.2	2056.3	1633.1	415.6	347.4	1184.7	443.2	0.0	0.9	0.0	0.0	0.0	0.0
Corpogujaira	2050607.7	9238.2	249.8	10553.8	13465.2	72.1	2627.1	3926.1	15912.7	14780.8	16661.9	0.0	0.0	233.3	2079.1
Corpoguvio	362421.3	169.5	1590.8	2510.2	2733.4	358.4	412.3	2147.3	1652.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Corpomojana	562550.9	278.4	8122.2	1358.3	5609.9	0.0	0.0	731.7	5647.7	682.2	5026.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Corpoumarino	3083197.3	7589.4	9758.3	22502.0	23370.5	6851.2	5971.4	24188.2	25287.3	0.0	37.2	36.0	327.3	0.0	0.0
Corponor	2199471.1	11096.5	2607.6	15902.6	17103.9	4768.1	3209.2	12121.6	10489.7	0.0	5521.4	0.0	442.8	0.0	0.0
Corporeinoquia	17375291.1	1262.7	5019.6	36015.8	105698.1	1068.1	896.9	16506.5	123569.3	22040.1	152008.6	24.3	10.5	0.0	0.0
Corpouraba	1910440.6	3713.6	9158.9	13756.3	17233.1	3972.4	3219.9	14739.8	16040.7	0.0	2123.0	0.0	18.8	0.0	0.0
Corrollima	2406053.2	6131.0	3167.7	14069.5	16741.9	7402.0	9510.2	20948.6	21539.5	0.0	2808.9	0.0	0.0	0.0	0.0
CRA	317126.0	2717.4	1239.5	1252.6	3169.4	0.0	25.3	41.2	2982.3	186.6	3161.4	0.0	0.0	28.9	652.4
CRQ	2988323.6	1416.4	479.7	18902.8	19611.9	7307.2	8710.0	22760.2	25758.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
CRQ	194780.1	557.5	4295.2	1671.5	1711.5	1422.7	1561.3	1954.8	1954.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
CSB	1952729.0	1616.0	15007.5	14585.9	18461.8	2073.9	1097.2	12974.6	16657.2	2647.6	11036.1	0.0	0.0	0.0	0.0
CVS	2506049.8	10655.0	127.9	8071.2	24423.0	489.7	1345.4	10218.3	22695.9	9.5	16974.2	0.0	0.0	0.0	0.0
DAGMA	53398.4	232.6	616.7	531.0	325.7	511.4	379.4	535.3	535.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
DAMA	164237.6	469.4	486.0	363.1	281.8	0.0	5.2	1649.6	1649.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
EPA	63947.5	486.0	8241.3	235.9	486.0	0.0	0.0	0.0	460.4	9.9	486.0	0.0	0.0	0.0	182.1
CVC	2065814.4	9202.2	0.0	15084.2	13607.4	12806.3	11036.4	15999.1	19601.5	0.0	0.0	0.9	957.2	0.0	0.0

Afortunadamente la mayoría de invasiones no tienen éxito debido a que las condiciones ambientales no son las adecuadas o a que las especies nativas aún se encuentran en la capacidad de competir activamente con la especie invasora (*sensu* mayor resiliencia en ambientes conservados), pero cuando una especie invasora se establece, estimula un nuevo arreglo en la estructura de la comunidad (Gutiérrez 2006). Según los modelos presentados, *L. catesbeianus* una de las especies invasoras más agresivas a nivel mundial, reduciría para el año 2050 entre el 10 y 47% su nicho ecológico potencial principalmente en las jurisdicciones de 17 corporaciones (CDMB, CORPOCALDAS, CORPOAMAZONIA, CORPONARINO, CORANTIOQUIA, CVC, CAM, CORPORINOQUIA, CORPOCHIVOR, CODECHOCO, CORPOURABA, CAR, CORPAMAG, DAGMA, CORMA-CARENA, CORPONOR, CSB). En la actualidad se está reportando la extinción o reducción de la distribución geográfica de la invasión de *L. catesbeianus* en Costa Rica (Santos-Barrera *et al.* 2009). Ficetola *et al.* (2007) determinan que *L. catesbeianus* incrementa su potencial invasor en áreas con alta disponibilidad (e. g. condiciones ambientales adecuadas para el establecimiento de la especie) y simultáneamente baja presión de cacería de individuos de *L. catesbeianus*; y enfatizan la importancia de integrar variables bióticas y abióticas tomadas a distintas escalas espaciales, para priorizar áreas donde enfatizar el monitoreo y manejo. Entender cuáles son las condiciones ambientales locales que determinan la reducción del rango geográfico de estas especies invasoras en las CAR-CDS aportaría herramientas robustas para su control y es una línea de investigación prioritaria para la conservación y manejo de la biodiversidad nativa de Colombia.

CONCLUSIONES

Se debe tener en cuenta que a medida que los ecosistemas se ven fragmentados y degradados en su interior (e. g. entresaca selectiva de árboles maderables) las especies nativas incrementan su estrés reduciendo su capacidad de resistencia a las invasiones. De esta manera la presencia y persistencia de especies invasoras en los ambientes naturales generan la desaparición de especies endémicas que por lo general poseen requerimientos espaciales, ecofisiológicos y de alimento muy específicos. La extinción de grupos funcionales especializados empobrecen el ensamblaje y sus funciones ecológicas, generando la pérdida de servicios ecosistémicos (e. g. control de plagas vectores de enfermedades, polinización de cultivos, dispersión de semillas, entre otros) con repercusiones fatales para la economía y salud del hombre.

Cada especie invasora tiene un rango distinto de impacto, dependiendo del ecosistema invadido y de su similitud ecológica con las especies nativas, afectando la estructura y/o los atributos funcionales del ecosistema (Gutiérrez 2006). En el presente trabajo se ha propuesto que dos especies invasoras de anfibios (*Eleutherodactylus johnstonei*, *Lithobates catesbeianus*) y una de reptil (*Hemidactylus brookii*) ya se encuentran en Colombia y su nicho ecológico potencial ocupa actualmente entre el 10-30% del territorio y que tres especies de reptiles (*Hemidactylus turcicus*, *Norops sagrei*, *Ramphotyphlops braminus*) podrían potencialmente invadir en la actualidad (con un nicho ecológico potencial actual del 0.6-5% del territorio) y aumentar su rango geográfico de invasión en escenarios de cambio climático entre 0.3-33.5% del territorio nacional. A su vez, es la primera vez que se da la alerta en la progresiva colonización que efectúa el sapo autóctono *Rhinella marina* incrementando su rango altitudinal y saliendo de su distribución natural local con un incremento del 37% de su rango original en escenarios de cambio climático para el país.

Según los modelos presentados, las especies que presentan un nicho ecológico más amplio en Colombia son *Rhinella marina* (especie nativa), *Hemidactylus brookii*, *Lithobates catesbeianus* y *Eleutherodactylus johnstonei*, con 37.7%, 29.2%, 11.7% y 10.5% de la extensión del territorio colombiano en la actualidad, respectivamente. Sin embargo, en escenarios de cambio climático (modelo CCCMA, escenario A2a, año 2050) las especies que incrementarán en mayor medida su rango geográfico serán *Hemidactylus brookii* (43.3%), *Rhinella marina* (especie nativa, 37.3%) y *Hemidactylus turcicus* (28.2%). Específicamente *Eleutherodactylus johnstonei* incrementará su distribución geográfica en el país en la medida que la urbanización y la infraestructura vial aumente. Debido a su fisiología y comportamiento *E. johnstonei* es una gran colonizadora de ambientes perturbados creados por el desarrollo humano (e. g. jardines, lotes baldíos, construcciones en Cali, Barranquilla y Bucaramanga), pero que coloniza enigmáticamente infraestructura humana en áreas silvestres remotas, afectando directamente a las especies endémicas del área invadida y evitando su recolonización (Kaiser 1997, Kaiser *et al.* 2002).

Es indispensable que las corporaciones (CARs y CDSs) realicen monitoreos constantes de la biodiversidad nativa (especies endémicas y amenazadas) de su jurisdicción e identifiquen ecosistemas mayormente invadidos, para adoptar medidas de monitoreo, seguimiento y control de especies invasoras. Así mismo es importante otorgar permisos de cacería de control (e.g. consumo doméstico sin zoocría para *L. catesbeianus*) entre los habitantes de regiones vulnerables a la invasión y generar un listado de especies de prohibida zoocría e introducción en la jurisdicción para prevenir la invasión en nuevos hábitats (*sensu* Hellman *et al.* 2008). Este trabajo pretende proveer a estas instituciones una línea base para realizar búsquedas y detecciones tempranas de las especies invasoras y busca dar herramientas en la priorización de áreas para la erradicación de estas poblaciones invasoras.

AGRADECIMIENTOS

A Juan E. Carvajal, Vivian Páez, Juan Pablo Hurtado por facilitarnos información sobre la distribución local de las especies de estudio. A Enrique Martínez Meyer por su asesoría en los modelos de nicho.

LITERATURA CITADA

- Broennimann, O., Treier, U. A., Muller-Scharer, H., Thuiller, W., Peterson, A.T. y A. Guisan. 2007. Evidence of climatic niche shift during biological invasion. *Ecology Letters* 10: 701–709.
- Catford, J.A., Jansson, R. y C. Nilsson. 2009. Reducing redundancy in invasion ecology by integrating hypotheses into a single theoretical framework. *Diversity and Distributions* 15: 22–40.
- Elith, J., Graham, C.H., Anderson, R.P., Dudik, M., Ferrier, S., Guisan, A., Hijmans, R.J., Huettmann, F., Leathwick, J. R., Lehmann, A., Li, J., Lohmann, L. G., Loiselle, B. A., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., Overton, J. M., Peterson, A. T., Phillips, S. J., Richardson, K., Scachetti-Pereira, R., Schapire, R. E., Soberon, J., Williams, S., Wisz, M. S. & N. E. Zimmermann. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29: 129–151
- Ficetola, G. F., Thuiller, W. & C. Miaud. 2007. Prediction and validation of the potential global distribution of a problematic alien invasive species — the American bullfrog. *Diversity and Distributions* 13: 476–485.
- Freedman, A. H., Buermann, W., Lebreton, M., Chirio, L. & T. B. Smith. 2008. Modeling the Effects of Anthropogenic Habitat Change on Savanna Snake Invasions into African Rainforest. *Conservation Biology* 23:81–92.
- Giovanelli, J.G.R., Haddad, C.F.B. & J. Alexandrino. 2008. Predicting the potential distribution of the alien invasive American bullfrog (*Lithobates catesbeianus*) in Brazil. *Biological Invasions* 10:585–590.
- Gutiérrez F. de P. 2006. Estado de conocimiento de especies invasoras: propuesta de lineamientos para el control de los impactos. Instituto Alexander von Humboldt. Bogotá, Colombia. 156p.
- Jetz, W., Sekercioglu, C. H. & J. E. M. Watson. 2008. Ecological Correlates and Conservation Implications of Overestimating Species Geographic Ranges. *Conservation Biology* 22: 110-119.
- Hellmann, J. J., Byers, J. E., Bierwagen, B. G. & J.S. Dukes. 2008. Five Potential Consequences of Climate Change for Invasive Species. *Conservation Biology* 22(3): 534–543.
- Hijmans, R. J., Cameron, S. E., Parra, J. L., Jones, P. G., & A. Jarvis. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25: 1965–1978
- Hutchinson G. E. 1957. Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symp Quant Biol* 22: 415–427.
- Kaiser, H., Barrio-Amorós, C., Trujillo, J. D. y J. D. Lynch. 2002. Expansion of *Eleutherodactylus johnstonei* in Northern South America: Rapid dispersal through human interactions. *Herpetological Review* 33(4):290-294.
- Kaiser, H. 1997. Origins and introductions of the Caribbean frog, *Eleutherodactylus johnstonei* (Leptodactylidae): management and conservation concerns. *Biodiversity and Conservation* 6:1391-1407.
- Laurance, W. F., Lovejoy, T. E., Vasconcelos, H. L., Burna, E. M., Didham, R. K., Stouffer, P., Gascon, C., Bierregard, R. O., Laurance, S. G. & E. Sampaio. 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology* 16, 605–618.
- Lever, C. 2001. *The Cane Toad. The History and Ecology of a Successful Colonist*. Westbury Publishing, West Yorkshire, UK.
- Mazzoni, R., Cinnungham, A. A., Daszak, P., Apolo, A., Perdomo, E. & G. Speranza. 2003. Emerging pathogen of wild amphibians in frogs (*Rana catesbeiana*) farmed for international trade. *Emerging Infectious Diseases* 9(8):995-998.
- Marsh, D. M. & Trenham, P. C. 2001. Metapopulation dynamics and amphibian conservation. *Conservation Biology* 15, 40–49.

- Phillips, S. J. & M. Dudík. 2008. Modelling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography* 31: 161–175.
- Phillips S. J., Anderson, R. P. & R. E. Schapire. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecol Model* 190: 231–259.
- Rouget, M., Richardson, D. M., Nel, J. L., Le Maitre, D. C., Egoh, B. & T. Mgidi. 2004. Mapping the potential ranges of major plant invaders in South Africa, Lesotho and Swaziland using climatic suitability. *Diversity and Distributions* 10:475-484.
- Santos-Barrera, G., Hammerson, G., Hedges, B. Joglar, R., Inchaustegui, S., Kuangyang, L., Wenhao, Ch, Gu Huiqing, Shi Haitao, Diesmos, A., Iskandar, D., van Dijk, P. P., Matsui, M., Schmidt, B. Miaud, C. & I. Martínez-Solano 2009. *Lithobates catesbeianus*. In: IUCN 2009. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2009.1. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 02 November 2009.
- Schlaepfer, M. A., Hoover, C. & C. K. Dodd, C.K. 2005. Challenges in Evaluating the Impact of the Trade in Amphibians and Reptiles on Wild Populations. *BioScience* 55:256-264.
- Schloegel, L. M., Picco, A. M., Kilpatrick, A. M., Davies, A.J., Hyatt, A.D. & P. Daszak. 2009. Magnitude of the US trade in amphibians and presence of *Batrachochytrium dendrobatidis* and ranavirus infection in imported North American bullfrogs (*Rana catesbeiana*). *Biological Conservation* 142:1420-1426.
- Thuiller, R, W. D.M. Richardson, P. Pysek, G.F. Midgley, G.O. Hughes & M. Rouget. 2005. Niche-based modelling as a tool for predicting the risk of alien plant invasions at a global scale. *Global Change Biology* 11:2234–2250.
- Urbina-Cardona, J.N. & o. Flores-Villela. 2010. Ecological Niche Modeling and Conservation Area Network Prioritization: A Case of Study for Mexican Herpetofauna. *Conservation Biology* 24(1): *in press*.
- Urbina-Cardona, J. N, Loyola RD. 2008. Applying niche-based models to predict endangered-hylid potential distributions: are neotropical protected areas effective enough? *Tropical Conservation Science* 1: 417–445.
- Urbina-Cardona, J.N. 2008. Conservation of Neotropical herpetofauna: research trends and challenges. *Tropical Conservation Sciences* Vol.1 (4):359-375.



14. ACCIÓN GUBERNAMENTAL Y MEDIACIÓN LOCAL DEL CONTROL TERRITORIAL LA EXPANSIÓN DEL RETAMO ESPINOSO EN EL DISTRITO CAPITAL, BOGOTÁ - COLOMBIA¹

Ingreet Juliet Cano

Estudiante de doctorado

CIESAS – Universidad de Paris X-Nanterre

julietcano@yahoo.com

RESUMEN

Los desequilibrios ecológicos suelen ser explicados aludiendo a la carencia de conocimiento de los actores sociales involucrados en tales situaciones. Sin embargo, es poco lo que se dice de los procesos sociales que dan sentido a los cambios de los entornos, o de las relaciones de poder que caracterizan tanto la apropiación de los recursos, como el manejo de los problemas ecológicos. En este artículo, la autora toma el caso de la expansión del retamo espinoso en las zonas rurales de la ciudad de Bogotá (Colombia), para evidenciar las prácticas de control territorial que subyacen a un problema ecológico que involucra a actores gubernamentales y agrupaciones rurales. A través del análisis etnográfico, la autora orienta la atención hacia las relaciones que se establecen entre tales actores, así como a las tensiones y contradicciones que resultan de la restricción del acceso a una parte del territorio. Con esta perspectiva, ella da cuenta de los posicionamientos estratégicos de funcionarios y pobladores locales frente al control territorial que se busca establecer y frente al desequilibrio ecológico que ello ha acarreado.

Palabras clave: *Ulex europaeus*, especies invasoras, Cuenca Alta del río Tunjuelo, control territorial, acción gubernamental, relaciones de poder.

INTRODUCCIÓN

Desde hace 10 años, la expansión incontrolada del retamo espinoso – nombre común de la especie *Ulex europaeus* – en las zonas rurales que rodean la ciudad de Bogotá es considerada por biólogos y ecólogos como un problema de desequilibrio ecológico (Ríos & Vargas 2003, Calderón Sáenz 2003, Cárdenas 2004). La especie, introducida a Colombia desde mediados de siglo XX, se caracteriza por su alta capacidad de propagación y competencia con otras especies, notablemente con la vegetación herbácea que crece en potreros y laderas. Ello entonces, le permite dominar y eliminar la diversidad biológica de los ecosistemas, pero también perturbar las actividades agrícolas o ganaderas de la población rural. De alguna manera, esta planta corresponde a lo que comúnmente se conoce como *maleza*, sobre todo porque resulta difícil erradicar.

En la Cuenca Alta del Río Tunjuelo² (Bogotá D. C.), actualmente la expansión del retamo espinoso es uno de los temas más debatidos en los encuentros de la población rural y las entidades distritales. Además de que miembros de la población de la localidad aprovechan los espacios públicos para manifestar el descontento social, ellos mismos consideran que el problema obedece a la falta de una acción efectiva de las entidades públicas³ para erradicar la planta. La ineficiencia es particularmente adjudicada a la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (EAAB), por ser la directa implicada en la introducción del retamo en la región. Puesto que se consideraba que el abastecimiento de agua para la capital no era perturbado por la expansión del retamo, la EAAB no había adoptado medidas frente a esta situación. Solamente hasta en años recientes en los que el Plan

¹ Esta investigación fue realizada en el marco del proyecto: *Desarrollo de líneas de investigación aplicada y monitoreo de las parcelas de Restauración Ecológica establecidas en los predios del Embalse de Chisacá*, realizado por el Grupo de Restauración Ecológica de la Universidad Nacional de Colombia, financiado por la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá y coordinado por el Departamento Técnico Administrativo del Medio Ambiente (DAMA) y el Jardín Botánico de Bogotá. Agradezco tanto al grupo de investigadores como a los funcionarios de las diferentes entidades, quienes manifestaron su interés en el tema y posibilitaron la realización de la investigación.

² La Cuenca Alta del Río Tunjuelo corresponde a los territorios comprendidos entre la Laguna de los Tunjos (páramo de Sumapaz a 4000 m.s.n.m.) el embalse de Chisacá (3300 m.s.n.m.) y el embalse La Regadera (2800 m.s.n.m.). Estos embalses constituyen el Sistema Sur de Abastecimiento de la EAAB, a partir del cual se suministra agua potable a Bogotá desde 1935 aproximadamente.

³ Parte de la Cuenca forma parte de la ciudad capital desde 1972 y por ello la administración pública de estos territorios compete a la Alcaldía Mayor de Bogotá. A partir de 1992, la Cuenca (tramos alto, medio y bajo) pasó a formar parte de las Localidades rurales de Usme y Sumapaz y su administración corresponde a las Alcaldías de las localidades mencionadas y a otras entidades distritales.

de Manejo de la Cuenca se ha convertido en una prioridad para las entidades distritales (Alcaldía Mayor de Bogotá 2005), la EAAB se ha visto obligada a considerar la expansión del retamo como un problema por resolver. En el marco de la formulación y aplicación del Plan de Manejo de la Cuenca, la Empresa ha tenido que entrar en diálogo con los diferentes actores sociales que están en el territorio. Asimismo, en aras de dar un mejor manejo a los ecosistemas y a los recursos naturales, tanto en los predios que integran el Sistema de Abastecimiento de Agua como en las áreas que están a su alrededor, la EAAB ha financiado diferentes consultorías y proyectos de investigación⁴.

En este artículo, no es de mi interés determinar si las acciones de la Empresa están contribuyendo a la solución del problema. Mi objetivo es demostrar que la expansión del retamo es una consecuencia del control territorial que ejerce la Empresa sobre la Cuenca Alta y un reflejo de las tensiones que ha provocado su presencia en dicho espacio. Al respecto de dichas tensiones, sostengo que ellas se basan en la mediana o escasa coincidencia entre las modalidades de manejo de los recursos naturales por parte de la Empresa y aquellas que caracterizan las prácticas de las familias campesinas y los agricultores o ganaderos de mediana escala, habitantes de los alrededores de las tierras administradas por la Empresa. Es importante señalar que de los 536 predios que rodean la Cuenca Alta del río Tunjuelo, 54 pertenecen a la EAAB (Ponce de León 2005). También hay que precisar que las áreas actualmente cubiertas con retamo alcanzan unas 12 has y que la mayor parte de los matorrales de retamo se encuentran en los predios (11 en su totalidad) de los alrededores de los embalses de Chisacá y La Regadera (Mora *et al.* 2007). Igualmente señalo que el trabajo de campo ligado al tema de la expansión del retamo fue realizado específicamente con los habitantes de los alrededores del embalse de Chisacá pertenecientes a las veredas⁵ El Hato, Santa Rosa y Las Mercedes.

A través de la contextualización histórica de cómo la Empresa pasó a integrar el conjunto de actores presentes en la Cuenca Alta, iré evidenciando las conveniencias e inconveniencias que ha representado para las familias campesinas, los productores agropecuarios y los funcionarios de la Empresa hacer parte de un mismo territorio. Asimismo, mediante el análisis de las prácticas de los habitantes frente a la expansión del retamo, trato de explicar el por qué de uno de los desaciertos que ha tenido la entidad distrital en el manejo de los recursos de la Cuenca Alta del río Tunjuelo. Con base en el análisis realizado, concluyo el artículo refiriéndome a las paradojas que caracterizan las decisiones de los funcionarios públicos y a las prácticas que emprenden los actores locales en procesos y contextos de control territorial.

LA PERSPECTIVA DE ANÁLISIS

En algunos estudios que analizan las relaciones de poder entre actores institucionales y no institucionales se enfatiza el carácter ordenador de las políticas y la construcción de realidades y sujetos acordes a las representaciones y discursos hegemónicos (Agrawal 2005, González 2001, Escobar 1996). En estos casos, se tiende a asumir la acción gubernamental como práctica eficaz y hegemónica o bien, se tiende a ver las prácticas de los actores (dominantes y disidentes) como parte de lógicas o “visiones de mundo” opuestas. De este modo, se presta poca atención a las incoherencias que caracterizan la aplicabilidad de las políticas, como a los posicionamientos estratégicos de funcionarios, pobladores y grupos organizados al establecer relaciones entre sí. En mi análisis, no pretendo desconocer el propósito ordenador de la acción gubernamental, ni los mecanismos discursivos y prácticos que se utilizan, sino hacer explícitas las tensiones y contradicciones que resultan de las dinámicas institucionales en contextos específicos – social e históricamente hablando. Me refiero concretamente a los procesos sociales que han caracterizado la presencia de una entidad pública (la EAAB) en una región particular, así como a los posicionamientos y las acciones de los actores locales frente al control territorial que se busca establecer. En este sentido, realizo el análisis etnográfico con base en el concepto de “proceso hegemónico” de Roseberry (2002), quien considera la hegemonía “no como una formación ideológica acabada y monolítica, sino como un proceso político de dominación y lucha problemático y debatido”. Ahora bien, cuando hablo de control territorial no me refiero a la eficacia política, las reglamentaciones o las medidas de seguridad que se ejercen sobre un espacio físico, desde la perspectiva de Foucault (2006). Apoyada en los planteamientos de Roseberry (2002), considero el control territorial ante todo como *proyecto* más que como *logro* de la acción gubernamental; siempre sujeto a la disputa, la mediación y la transgresión. Así entonces, es posible dar cuenta tanto de las prácticas de poder a través de las cuales se busca establecer el control territorial como de la fragilidad de los órdenes proyectados por las instituciones.

⁴ Entre ellos se cuenta el realizado por el Grupo de Restauración Ecológica. Dentro de este proyecto dirigí y coordiné la participación de distintos grupos de población local en las investigaciones sobre la recuperación de la vegetación nativa. Dentro de las temáticas que articulaban la investigación, se incluyó el análisis de la expansión del retamo y las tensiones sociales provocadas en el ámbito local. El trabajo de campo de toda la investigación se realizó en las veredas Las Margaritas, El Hato, Las Mercedes, Santa Rosa y el Destino, entre los meses de julio de 2005 y agosto de 2006.

⁵ En Colombia, las veredas son las unidades administrativas propias de las zonas rurales. En la Cuenca Alta del río Tunjuelo desde mediados de siglo XX predomina el régimen de propiedad privada y por lo tanto el patrón de asentamiento de los grupos domésticos es disperso. En los años 30 se produjo la fragmentación y venta de tierras de la hacienda El Hato, cuyas propiedades alcanzaban las 12.250 fanegadas de tierra. A partir de entonces, la pequeña (2 a 5 fanegadas) y mediana (más de 5 fanegadas) propiedad caracterizan la tenencia de la tierra en la región, aunque su distribución varía entre las veredas.

Por otra parte, varios estudios enfatizan en el carácter fracturado y enfrentado de las políticas estatales (Cano 2004, Palacio 2001, Villafuerte & García 1997). Ello permite dar cuenta de las contradicciones que se producen con los cambios en los procesos hegemónicos, es decir en los lenguajes y en los posicionamientos de los actores. Sin embargo, tal énfasis generalmente lleva implícito un análisis somero del proceder de las entidades gubernamentales y de las decisiones de los funcionarios. Por ello, en este artículo me intereso por ahondar en el significado de la pasividad de las entidades, los posicionamientos estratégicos de los funcionarios, y la declaración de falta de conocimiento para dar solución a problemas específicos en situaciones concretas (Ej. la expansión del retamo espinoso). Así entonces, me apoyo en los planteamientos de Mathews (2006) quien considera que el proceder de las instituciones se caracteriza tanto por la legitimidad del conocimiento de los funcionarios, como por la ignorancia a la que ellos apelan para no asumir situaciones problemáticas (Ej. la quema o la extracción ilegal de madera). En este sentido, tanto el conocimiento como la ignorancia forman parte del poder estatal.

Teniendo en cuenta lo anterior, es posible enfatizar que en muchos contextos las poblaciones locales, los grupos organizados y otro tipo de actores no institucionales asumen ciertas prácticas que les permiten mediar las tensiones ligadas a la presencia de las entidades gubernamentales. De igual modo, a través de la idea de mediación trato de conceptualizar las características de las relaciones cotidianas entre distintos actores que integran un mismo territorio. Con esta perspectiva, busco explicitar cómo son percibidas las entidades en los contextos locales y cómo los funcionarios que permanecen en los espacios locales asumen la labor de representar a las instituciones gubernamentales a las cuales pertenecen.

LA INTRODUCCIÓN DEL RETAMO ESPINOSO Y EL PROCESO DE INSERCIÓN DE LA EAAB EN LA REGIÓN

Al ascender por las veredas que integran la Cuenca Alta del río Tunjuelo, son frecuentes los trayectos en los que el retamo espinoso sobresale entre la vegetación. Varios sectores están cubiertos por esta planta, notablemente en los predios administrados por la EAAB, los cuales son fácilmente reconocibles por el blanco y verde de las cercas. En los periodos secos (junio a agosto) las manchas verdes del retamo parecen tornarse amarillas, puesto que se inicia su periodo de floración y, si se esta caminando cerca de ellas no es extraño escuchar como explotan, por efecto del calor, los frutos cargados de semillas. Es de este modo como la planta se propaga y coloniza los entornos que le son favorables. Este tipo de descripciones, son comunes entre los habitantes de la Cuenca Alta, quienes han sido testigos de la expansión del retamo en los últimos 15 años, no sólo en algunos predios que integran el Sistema de Abastecimiento de la EAAB, sino en las propiedades vecinas, en los bordes de caminos y en los terrenos abandonados.

Los brotes de retamo en las propiedades particulares, son combatidos fehacientemente por la gente, puesto que impiden el pastoreo del ganado y dificultan el arado de la tierra. No obstante, erradicar totalmente los matorrales, las raíces y las semillas que reposan en la tierra puede ser una labor que toma de 4 a 6 meses. Adicionalmente, el que se siga produciendo la expansión del retamo en los predios de la EAAB, indica que brotes de retamo son susceptibles de aparecer en las propiedades vecinas.

Una vez se deja de ser un observador desprevenido, la pregunta que inevitablemente surge es cómo se originó el problema. Aunque muchas personas en la Cuenca no saben la procedencia de la planta, si tienen claro que la EAAB empezó a sembrarla hacia comienzos de los años 70. Es difícil precisar la fecha exacta en que se iniciaron las siembras de retamo – aún si se recurre a los informes de gerencia de esos años. Sin embargo, con base en entrevistas con diferentes funcionarios de la EAAB (ingenieros, guardabosques, operadores técnicos) si es posible referirse a los propósitos que se tenían cuando se decidió introducirla en la Cuenca. Básicamente se trató de una iniciativa de reforestación, en particular de las áreas de la región que actualmente administra la EAAB. Pero para comprender esta decisión sin sacarla de su contexto histórico, es necesario remitirse a las primeras etapas de la Empresa en la región.

Durante el periodo de construcción del Sistema de Abastecimiento, es decir durante la construcción de los embalses La Regadera (1935) y el embalse de Chisacá (1951), el valle de los principales afluentes del río Tunjuelo (ríos Chisacá, Mugroso y Curubital) estaba cubierto fundamentalmente con pastizales. Dan cuenta de ello, particularmente las fotografías de la construcción del embalse de Chisacá, las cuales cubren el proceso desde el momento en que se seleccionaron los terrenos hasta su final inauguración. Si en estas tierras crecían extensos pastizales, era sobre todo porque ellas habían sido intensamente explotadas para la ganadería vacuna y los cultivos de papa y habas de la Hacienda El Hato (Fajardo *et al.* 1975). Hacia fines de los años 40, luego de un periodo de fuertes luchas campesinas y ante la cada vez mayor demanda de agua potable para la ciudad, la Empresa aprovecho la disolución de la Hacienda y compró las tierras necesarias para el embalse (Rodríguez Gómez 2003). Desde ese entonces, la Empresa fue adquiriendo los 54 predios que hoy integran el Sistema de Abastecimiento Sur (28.000 has aproximadamente) y fue consolidando su presencia en la región.

Garantizar los niveles de agua suministrados por la Cuenca, fue un tema importante durante el periodo gerencial de Francisco Weisner (1959) y siguientes (Rodríguez Gómez 2003). Por ello, a las obras hidráulicas siguieron los programas de reforestación. De acuerdo con Ricardo (1983), las primeras siembras de árboles datan de 1948; sin embargo, los periodos de auge de la reforestación fueron los años 60 y 70. Según don Luis Pacheco, por aquel entonces contratista de la EAAB, las especies arbóreas y el retamo se utilizaron con dos propósitos distintos. Pinos, cipreses, eucaliptos y otras especies se utilizaron para cubrir la mayor parte de zonas potrerizadas; por el contrario, el retamo espinoso fue destinado explícitamente para delimitar los predios de la Empresa. Como don Luis, habían otros contratistas que tenían por misión “terminar con aquellos potreros”, sembrando las plantas – en su mayoría *exóticas* – suministradas por la Empresa. Algunas de dichas plantas, como el retamo, procedían del vivero construido en uno de los predios de la Empresa. De este modo, se procuraba facilitar las labores de reforestación y propiciar la aclimatación de las plantas a las temperaturas extremas de la región. En 1979, año en que don Luis empezó a trabajar directamente con la Empresa, la mayor parte de los predios del Sistema de Abastecimiento ya estaban reforestados. Sin embargo, quedaron sectores de pastizales en los cuales se mantenía ganado de propiedad de la Empresa. Fue precisamente en estos sectores y en las orillas de los ríos donde el retamo comenzó a expandirse.

Ahora bien, quisiera dejar el tema de la introducción de la planta para considerar detenidamente las tensiones ocasionadas en la región, ante la presencia de este nuevo actor institucional. Para ello, propongo profundizar el análisis de las relaciones establecidas por dicha entidad con los demás actores de la Cuenca.

Si bien es cierto que la expansión del retamo en las propiedades particulares es una razón de peso para que la gente manifieste un cierto recelo hacia la EAAB, ello no es suficiente para entender la tensión que caracteriza las narrativas de la población local al tocar temas relacionados con la presencia de la EAAB en la región. Por ejemplo, en algunas conversaciones acerca de la disminución del caudal del río Chisacá, no faltaba la manifestación de una incertidumbre frente a las posibles medidas que pudiera tomar la EAAB para ampliar la zona de protección del mencionado río. En este caso, las familias más cercanas a los predios de la Empresa expresaban un temor a ser expropiados de sus tierras. Esto traía a la conversación los relatos de sus padres o conocidos acerca de las luchas contra los dueños de La Hacienda y las dificultades vividas antes de obtener sus actuales propiedades. En este contexto, la EAAB adquiriría una posición de poder en cierto sentido semejante a la que ocupaban los hacendados, sobre todo porque fue ella quien tomó posesión de la casa y la capilla de la Hacienda. De hecho, cuando se construyó el embalse dichas instalaciones se dejaron intactas y por varios años fueron conservadas.

Pero más allá de este tipo de asociaciones, la tensión local frente a la Empresa empezaría a emerger en la medida en que se hacía evidente la intención de delimitar y restringir una porción significativa de los terrenos que bordeaban los ríos Chisacá, Mugroso y demás cuerpos de agua que integran el Sistema de Abastecimiento. Como un integrante más del territorio, la Empresa procuró hacer evidente el espacio que ocupaba dentro de la región; sin embargo, a los ojos de las poblaciones veredales era claro que no se trataba de cualquier integrante. Los embalses, las plantaciones de pino, acacias y eucaliptos, así como las cercas vivas de retamo espinoso indicaban un manejo del territorio distinto al que habían conocido en los tiempos de la Hacienda.

Además de los cambios de forma, esta nueva modalidad de manejo del territorio se caracterizaba por la vigilancia permanente de los predios. Con este fin, en cada uno de ellos se construyeron casas destinadas a los celadores de hoyas hidrográficas y sus familias. Hacer el mantenimiento a las cercas de alambre, prevenir el acceso de personas ajenas a la Empresa y en suma, restringir el uso de los recursos presentes en los predios, era y sigue siendo la misión básica de estos funcionarios, en tanto que representantes principales de la entidad en la Cuenca Alta.

Ante tales disposiciones, la población local ha tendido a considerar que la Empresa se ha preocupado únicamente por abastecer de agua a la ciudad, más no por establecer una relación que beneficie también a sus vecinos. De ahí las frecuentes expresiones en las que se hace una clara distinción entre los asuntos que corresponden a las veredas de aquellos que corresponden a “los del Acueducto”. En este mismo sentido, pueden ser interpretadas las expresiones en las que se denota un aparente desconocimiento frente a las acciones de la EAAB en la Cuenca Alta. No obstante, ello es muestra de una incredulidad generalizada, más que de una indiferencia hacia la entidad –en tanto que vecina clave dentro del territorio. Concluyo esto teniendo en cuenta mi asistencia, al iniciar mi trabajo de campo, a las álgidas reuniones en torno al Plan de Manejo de la Cuenca Alta. En ellas, era evidente la importancia que los miembros de las veredas daban a la discusión de las acciones que la EAAB puede emprender en la región: reglamentación para la ampliación de las rondas de los ríos, planificación del uso (agrícola, ganadero) de los suelos, adquisición de predios estratégicos para una mejor conservación del recurso hídrico, entre otros (Ponce de León 2005).

HACER PARTE DE UN MISMO TERRITORIO

Efectivamente, en un primer acercamiento el observador puede quedarse con la idea que los habitantes de los alrededores de los embalses y los funcionarios de la Empresa han vivido mutuamente de espaldas o en oposición todo este tiempo. Sin embar-

go, bastaría un poco de tiempo para captar con detalle algunas paradojas en las relaciones que establecen los distintos actores que hacen parte de la Cuenca Alta. A continuación, hago una lectura de cómo las poblaciones veredales y los funcionarios más cercanos a ellas han sabido mediar las tensiones que ha representado la presencia de la Empresa en la región.

Una vez se logró la reforestación en la mayor parte de los potreros, se produjeron cambios en las prácticas de las familias vecinas a los predios de la EAAB. En las diferentes charlas con la Sra. Rosa, habitante de la vereda Las Margaritas, ella mencionaba la ausencia de monte que caracterizaba la región antes de que llegara la Empresa. Eventualmente en su relato también hacía referencia a las posibilidades que luego tuvieron las familias para abastecerse de leña y madera. En las veredas, para nadie es un secreto que la gente accede a las plantaciones de pino periódicamente y con precaución en busca de recursos forestales. Árboles o ramas caídas y a veces árboles en pie se extraen para suplir necesidades domésticas: fuego, corrales, cajones, varas, estacas, entre otros. Tampoco es un secreto que la extracción de árboles maduros llegó a ser un negocio para algunos cuantos, en un periodo en que la vigilancia no se ejercía con rigurosidad. Al respecto, debo aclarar que a pesar del potencial maderero de las especies utilizadas en la reforestación, la EAAB no tiene el derecho – jurídicamente hablando – de emprender programas de aprovechamiento forestal. Esta misma situación se produce en cuanto los recursos pesqueros de los embalses, o los potreros que aún no han sido invadidos de retamo. Para los habitantes de las veredas, el que estos recursos no sean utilizados es considerado llanamente como un desaprovechamiento. Por ello, algunas personas no encuentran excesivamente problemático ingresar a los predios de la Empresa para pescar en los embalses o dejar pastando sus vacas en los potreros.

Todas estas prácticas indican cómo las familias de las veredas se posicionan frente al control que “los del Acueducto” pretenden ejercer sobre los predios y los recursos que administran. Aquí quiero añadir que la continua transgresión de los límites demarcados es posible porque el control y vigilancia no se ejerce mediante el uso de la fuerza. Pero también la trasgresión se explica porque la EAAB no es percibida en todos los contextos como un actor homogéneo, con posturas definitivas y con el cual no se pueda mediar. Ello, por supuesto, no elimina las relaciones de poder ni las tensiones que se viven entre los funcionarios y los habitantes de las veredas.

Para profundizar en el tema de aquello que se media o se negocia, quisiera referirme a la posición que han ocupado los celadores de hoyas hidrográficas en este espacio social. Antes que nada, debo aclarar que dentro de la Empresa los celadores son actualmente designados como guardabosques. No obstante en la Cuenca Alta se los sigue denominando celadores, básicamente porque sus funciones siguen siendo las mismas. En adelante, me referiré a ellos como guardabosques dado que varios se consideran algo más que vigilantes. Actualmente, ellos son siete trabajadores de planta, distribuidos en los siete predios que rodean los embalses de Chisacá y la Regadera. Dentro de la EAAB, los guardabosques son considerados como los representantes de la entidad en la Cuenca Alta y por lo mismo, los directos responsables de ejercer el control sobre los predios. Permanecen la mayor parte del tiempo en la Cuenca Alta y por la cantidad de años que han residido en la región (algunos más de 10 años), han establecido vínculos particulares con los habitantes de los alrededores de los embalses. Relaciones de amistad, compadrazgo, y hasta negocios abarcan los lazos que un guardabosque y su familia puede tener con miembros de las veredas. Asimismo, entre los guardabosques hay algunos que son originarios de la región y que han tenido una larga historia laboral con la EAAB – por ejemplo como contratistas para la reforestación. Dadas estas condiciones, su posición en el espacio social llega a ser difusa, debido a que en ciertos contextos se asumen próximos a la población y en otros, legitimadores del control territorial ejercido por la entidad distrital.

Durante las conversaciones grupales que mantuve con ellos, era evidente el apoyo a las opiniones de los pobladores al respecto de la expansión del retamo espinoso. Por el contrario, se hallaban contrariados ante la dificultad que tenían para impedir que algunas personas ingresaran ganado a los potreros de la Empresa. Tales posturas reflejan la incertidumbre del detentar una autoridad que no siempre es claro cómo ejercer, ya sea porque sus acciones pueden ir en contravía de las relaciones que tienen con la población local o bien, porque el espacio en el que actúan se caracteriza por la frágil legitimidad de la entidad que representan. Ante este panorama, los guardabosques reconocen sin tapujos que aquel predio que tenga menos vecinos es el menos complicado de vigilar y que en general, la mejor actitud es mantener una relación lo más cordial posible con aquellos que los rodean. No obstante, ello no garantiza nada frente a la trasgresión del orden proyectado por la EAAB. Si bien es cierto que en ocasiones se han dado negociaciones explícitas y no muy correctas a los ojos de ciertos funcionarios de la EAAB, la mayoría de veces el ingreso a los predios y la utilización disimulada de los recursos se producen como acuerdos tácitos o disputas evitadas.

Así entonces, las prácticas de las familias campesinas y las posturas de los guardabosques me permiten entender las relaciones sociales en la Cuenca Alta como una compleja variedad de conveniencias e inconveniencias encontradas por los diferentes actores, al ser vecinos dentro de un mismo territorio.

UN NUEVO MATIZ A LAS TENSIONES SOCIALES EN LA REGIÓN

La lectura de las relaciones y tensiones entre los actores que integran la Cuenca Alta, me permite retomar el tema de la expansión del retamo y analizar las prácticas adoptadas por las poblaciones veredales de los alrededores del Sistema de Abastecimiento. Como trataré de evidenciar, la expansión del retamo le ha dado un nuevo matiz a las tensiones provocadas por la presencia de la empresa en el territorio y su manera de manejar los recursos que están a su cargo. Con este propósito, quisiera en primer lugar describir cómo las familias, los guardabosques y otros actores han cambiado su percepción frente a la planta. Hacer referencia a dichos cambios ayuda a develar la ignorancia que compartió la entidad y algunos habitantes de la Cuenca Alta al propagar la planta. En segundo lugar, daré cuenta del malestar generalizado que existe en la población local con respecto a la ausencia de soluciones para la erradicación del retamo. En este caso, me basaré en el análisis de los incendios producidos en los predios de la EAAB y en las explicaciones que se ofrecen frente a estas acciones en tres veredas de los alrededores del embalse de Chisacá.

En el periodo de la reforestación, al parecer era generalizada la idea de que el retamo era una especie apropiada para el control de la erosión. De hecho, otras entidades en todo el país optaron por el uso de especies *exóticas* – entre ellas el retamo – para promover la reforestación (Cano 2004). En este sentido, es posible que ni los funcionarios de la EAAB, ni los contratistas hubieran imaginado los efectos de la introducción del retamo. En las dinámicas cotidianas en la Cuenca Alta sucedió algo similar. En un principio, la gente no imaginaba los problemas que se avecinaban e incluso, algunas personas aprovecharon el auge de la reforestación para tomar algunas plantas de retamo y utilizarlas también dentro de sus predios. No fue esta una generalidad, pero sí se dieron los casos, según lo comentado por habitantes de las veredas Las Mercedes y Santa Rosa. Ahora bien, sería la población local, los guardabosques e incluso los contratistas dedicados a la reforestación quienes comenzarían a percatarse de la fácil adaptación y reproducción de la planta.

Aunque es difícil precisar la rapidez con que se produjo la expansión del retamo en los predios de la EAAB, los guardabosques coinciden en que desde hace 15 años el problema era evidente. Además de cubrir los potreros, la planta rebasó las cercas de alambre y cubrió las medianías que bordean la carretera principal, así como aquellas que colindan con propietarios particulares. Es en estos espacios donde los guardabosques deben concentrar sus energías, puesto que una de sus responsabilidades es mantener a raya la invasión y evitar perjuicios a los vecinos y demás personas que transiten por la carretera. Guantes, machete, pica y en lo posible guadaña constituyen las herramientas utilizadas por los guardabosques para enfrentar los densos matorrales de espinas, cuya altura puede alcanzar 2 metros y cuyas raíces profundizan casi esta misma medida. A pesar de sus esfuerzos físicos, la capacidad de regeneración del retamo ha terminado venciendo su constancia. De ahí que hayan intentado otras estrategias de control – como herbicidas – sin mucho éxito. Por otra parte, varios de ellos encuentran contradictorio el trabajo en las cercas, en buena medida porque la entidad no ha propuesto un plan formal de erradicación del retamo.

Como mencioné anteriormente, los medianos propietarios de las fincas vecinas, los obreros que en ellas trabajan y los demás pobladores afectados también terminan luchando contra la planta. Ante la braveza del retamo, los habitantes han probado distintas formas de erradicarla o al menos controlarla: tumbarla con machete y azadón, prenderle fuego o aplicarle algún herbicida e incluso, utilizar tractor cuando el terreno y las posibilidades económicas lo permiten. Es a partir de la convivencia con el problema como ellos se han percatado de que: no basta con cortarla porque vuelve a crecer, cuando la queman retoña con más rapidez y que hasta el momento no hay químico que la erradique. A su parecer las abejas son las únicas privilegiadas con su abundancia –sobre todo en las épocas en que florece. En efecto, todo su aprendizaje sobre la planta ha sido obtenido mediante la observación, la prueba y el error. Aunque las dificultades para acabar el retamo son bastantes, varias personas han concluido que evitando los rebrotes de retamo y arando periódicamente sus terrenos, ellos pueden enfrentar el problema efectivamente.

Así entonces, de ser un arbusto útil para las cercas – cuyas flores atraieron la atención de más de un “ama de casa” – el retamo pasó a considerarse una maleza porque no presta ningún servicio, no se la come el ganado, no es muy buena como leña y en general no ha hecho más que causar molestias.

Ahora bien, a medida que la población local evidenciaba las características invasoras del retamo, los incendios en los predios de la EAAB empezaron a ser frecuentes, debido a la acumulación de ramas secas en la base de los matorrales (Ríos & Vargas 2003), las áreas cubiertas con retamo se prenden con gran facilidad. Así entonces, una chispa de fuego es suficiente para ocasionar un incendio de gran magnitud. En efecto, algunas entidades ambientales en el Distrito Capital consideran que el retamo incrementa la frecuencia e intensidad de incendios forestales en los cerros orientales de la ciudad (Cárdenas 2003). Tanto en los cerros orientales como en la Cuenca Alta, las medidas institucionales de prevención de incendios aumentan en las épocas secas. La Empresa se suma a estas iniciativas en la Cuenca Alta a través de la distribución de afiches alusivos al tema, en las tiendas, escuelas y otras instalaciones comunales que existen en las veredas. Para los guardabosques, estas temporadas son tensas porque deben estar siempre alerta y agitadas porque los incendios en los matorrales de retamo se extienden con gran rapidez. Hacia el

mes de octubre de 2005, uno de los encuentros con estos funcionarios se vio repentinamente interrumpido por un incendio producido en uno de los predios más invadidos de retamo. Dado que estábamos reunidos relativamente cerca del sitio del incendio, los guardabosques se percataron de la humareda y rápidamente comenzaron la ardua tarea de evitar que el incendio se propagara a la plantación de pino, también altamente inflamable. En realidad, esto es lo único que pueden hacer porque el tamaño de las llamaradas y las espinas del retamo impiden que se proceda de otra forma. Tres horas después, cuando los matorrales de retamo terminaron de quemarse, las expresiones de satisfacción por ver desaparecer la planta, se mezclaban con las expresiones de rabia y resignación por considerar que nada se gana con prenderle fuego a los matorrales, puesto que estos espacios se dejan intactos de tal modo que en menos de dos meses las nuevas plántulas y los rebrotes de retamo vuelven a aparecer.

Más allá de controlar el incendio, los guardabosques no emprenden la recuperación de las áreas incendiadas, por ejemplo a través de la siembra de otras especies, básicamente porque no cuentan con la autorización para hacerlo. Por su parte, los ingenieros forestales encargados han declarado la necesidad de un conocimiento experto a través del cual se determine el modo más adecuado de restaurar la vegetación nativa. Así entonces, se ha dado largas a la adopción de medidas efectivas que rompan el ciclo: expansión del retamo – incendios en los matorrales – regeneración de la planta.

A lo anterior se puede añadir que para los habitantes de los alrededores de los embalses los incendios son algo más que meros accidentes. En las charlas sostenidas con miembros de las veredas Santa Rosa, las Mercedes y El Hato se manifestaba que muchas veces los incendios eran provocados por gente de las propias veredas. Sus opiniones frente al tema, dejaban en evidencia que cualquier habitante había podido caer en la tentación de prender fuego a los matorrales, aún sabiendo que quemar el retamo significa perpetuar el problema. Por ello, es interesante considerar cómo la población local tiende a explicar la provocación de incendios en los predios de la EAAB en las épocas secas. Aquí resultan relevantes las diferencias entre las veredas, de acuerdo con el área ocupada por la Empresa dentro de cada una de ellas y de acuerdo con la composición de la vegetación (pastos, retamo y otras especies exóticas) dentro de los predios de la entidad distrital.

Entre las tres veredas mencionadas anteriormente, es en El Hato donde la EAAB ocupa aproximadamente un 50% del territorio veredal. Debido a que parte de este predio no se reforestó con pinos o cipreses, el retamo utilizado para las cercas vivas terminó cubriendo buena parte de estos potreros. Las propiedades vecinas, han sido por su parte las más perjudicadas con dicha expansión y ante la falta de soluciones, ello ha redundado en un descontento generalizado hacia la entidad distrital. Una manifestación de dicho descontento es la reticencia de pequeños y medianos propietarios para hablar con personas ajenas a la vereda, acerca de la expansión del retamo y las dificultades experimentadas para acabar con él. Luego de varios meses de trabajo de campo en la Cuenca Alta pude afianzar algunos vínculos con habitantes de la vereda y empezar a captar sus percepciones frente al tema. Así entonces, empecé a percatarme que varios habitantes se explicaban la presencia del retamo como una medida adoptada por la EAAB para evitar que la gente se metiera con su ganado a los predios, mientras que consideraban la provocación de incendios como el deseo de algunos de acabar con el retamo por su propia cuenta.

En Santa Rosa, también buena parte de los habitantes han tenido que mantener controlados los brotes de retamo que crecen en sus predios. En este sentido, la mayor parte de los pobladores concibe la introducción del retamo como un problema ocasionado por la EAAB; pero a diferencia de la vereda El Hato, durante el trabajo de campo no se observaron las mismas actitudes de reticencia al tocar el tema de la expansión del retamo. Dada la menor área que abarcan los predios de la Empresa, en Santa Rosa la expansión del retamo ha provocado menos malestares entre la población. No obstante, al igual que en la vereda El Hato varios habitantes de Santa Rosa coinciden en afirmar que existe el deseo de librarse del problema del retamo, lo cual ha llevado a algunos a “meterle candela” a los matorrales.

En la vereda Las Mercedes las percepciones frente a la expansión del retamo también son particulares. Pero esta vez la diferencia no está relacionada con el área ocupada por la Empresa en el territorio veredal, sino con el tipo de vegetación que allí predomina. Al revés que en la vereda El Hato, en este sector la mayor parte de los pastizales fueron destinados al establecimiento de plantaciones de pino y ciprés. Ello ha no permitido la proliferación de matorrales de retamo, aunque aquellos que están en las cercas han posibilitado la dispersión de semillas y la aparición de algunas plantas en la vereda. Así entonces, los habitantes de Las Mercedes también han tenido la oportunidad de lidiar con la planta. Puede decirse que también existe un descontento entre la población, aunque hablar de los temas del retamo no se asuma con reticencia sino con franqueza. Varias personas en la vereda Las Mercedes coincidieron en que los incendios provocados en los predios de la EAAB son simplemente una consecuencia de la expansión del retamo y de los problemas que ella causa a la población.

Pese a las diferencias entre las veredas, las posturas de los habitantes dejan en evidencia el descontento con respecto al proceder de la entidad. En este sentido, considero la provocación de los incendios como una práctica que permite mediar las tensiones ocasionadas por la presencia de la Empresa en la Cuenca Alta. Pero en este caso, las tensiones no están centradas en el

control que ejerce la entidad sobre una parte del territorio, sino en la ausencia de medidas para la erradicación del retamo. Por este motivo afirmo que la expansión del retamo ha dado un nuevo matiz a las tensiones sociales relacionadas con las distintas modalidades de manejo de los recursos. Asimismo, considero la propagación del retamo fuera de los predios de la EAAB como una trasgresión de límites vecinales y una irrupción de las modalidades de manejo y aprovechamiento de los recursos por parte de la población local. Tales situaciones no caracterizaron los primeros años de la Empresa en la región, ni aquellas situaciones en las cuales la gente encuentra conveniente la presencia de la entidad. Desde esta perspectiva, el escenario social que se encuentra en la vereda El Hato es un ejemplo de lo tensionantes que pueden ser las relaciones con la entidad distrital.

Ahora bien, es importante considerar la pasividad de la empresa frente al problema. Al respecto me interesa enfatizar que la ausencia de medidas para el control y erradicación del retamo es también una forma de proceder de la entidad, por paradójica que parezca. Anteriormente mencioné cómo la carencia de un conocimiento adecuado para asumir el problema, ha sido señalada por algunos funcionarios para explicar la posición de la EAAB. No obstante, no sólo este tipo de argumentaciones permiten comprender el sentido de las decisiones de los funcionarios. Debido a la dificultad de evitar el ingreso de ganado a los potreros por parte de algunos miembros de la población local, la expansión del retamo ha resultado ser una situación no esperada, pero adecuada a los fines de restricción del acceso a los territorios administrados. En este sentido, resulta razonable la explicación de algunos pobladores de la vereda El Hato cuando aluden a los propósitos de la Empresa al introducir el retamo. No obstante, como se ha hecho notar la utilización del retamo en aquellos años no fue precisamente una acción con efectos previsibles. En todo caso, la pasividad de la entidad frente a la expansión del retamo puede explicarse como parte de un posicionamiento estratégico, a través del cual la entidad ha ejercido eufemísticamente el control de los predios y los recursos que allí se encuentran.

Adicionalmente, dejar avanzar el retamo ha sido una decisión posible dados los propósitos que animaron los programas de reforestación de los alrededores de los embalses en los años 1960 y 1970. Como mencioné anteriormente, uno de los propósitos de la reforestación era establecer coberturas de vegetación que evitaran la erosión de los suelos. De hecho pinos, eucaliptos y retamo son reconocidos por su capacidad para evitar los deslizamientos de tierra y la fijación de nitrógeno. No obstante, en condiciones de alta montaña y páramo propias de las zonas intertropicales, estas especies restringen la regeneración natural de la vegetación nativa (Vargas *et al.* 2007). Independientemente de los conocidos efectos negativos de las especies exóticas, la entidad distrital ha considerado la abundancia de vegetación arbórea y arbustiva en los predios que integran el Sistema de Abastecimiento como una garantía de la conservación de los recursos hídricos necesarios para abastecer de agua a la ciudad. De este modo, a lo largo de los últimos 15 años el retamo ha podido invadir los terrenos que le son propicios, sin hacer distinciones entre las propiedades de la Empresa y aquellas que pertenecen a la población local.

Solamente hasta en años recientes, luego del desbordamiento del río Tunjuelo en los sectores urbanos del sur de Bogotá en el 2002, el pasivo proceder de la EAAB frente a la expansión del retamo se vio trastocado. En este nuevo contexto, la entidad pasó a conformar el comité interinstitucional encargado de emprender una intervención de manejo integral de la Cuenca (Alcaldía Mayor de Bogotá 2005). Si bien dicha intervención se orienta más al sector urbano, a la EAAB le sería designado la formulación de planes de manejo ambiental aplicables tanto al Sistema de Abastecimiento, los predios que lo rodean y en general la totalidad de la Cuenca (tramos alto, medio y bajo). De este modo, entre el 2004 y el 2008 se han emprendido diferentes consultorías y proyectos de investigación ejecutados por organismos no gubernamentales e instituciones públicas. En cierta medida, tanto estas acciones como las disposiciones de las demás entidades distritales están incidiendo en el proceder habitual de la entidad y en la posición que ella ha asumido en el territorio en cuestión. No obstante, queda por establecer si ello redundará finalmente en la erradicación del retamo y en alguna variación de las relaciones entre los actores que integran la Cuenca Alta.

CONCLUSIONES

En algunos estudios sobre los desequilibrios ecológicos, la acción antrópica que genera los cambios o las perturbaciones se considera de forma aislada de los procesos sociales que se dan en contextos específicos. En otros, la acción antrópica se enmarca en un contexto histórico que queda en el análisis simplemente como un referente que elucida parte de la investigación. Y en general, se explican los desequilibrios aludiendo a la carencia de conocimiento de los actores sociales involucrados en tales situaciones. Ello en varios casos a conducido a la realización de investigaciones sociales que buscan demostrar particularmente la riqueza y diversidad del conocimiento de las poblaciones locales, o bien a dar cuenta de una serie de factores que explican la acción destructiva sobre los entornos naturales. En este artículo, no me propuse discutir la calidad del conocimiento de los actores que hacen parte de la Cuenca Alta del río Tunjuelo, pero sí hice explícita la ignorancia que caracterizó tanto las acciones de los funcionarios (los ingenieros forestales) como la de los habitantes de la región al propagar el retamo espinoso. La razón de mi proceder esta en que considero que los análisis de los problemas socio-ambientales deben dejar de lado la idea de una dicotomía entre conocimiento local y conocimiento experto, para considerar a profundidad las relaciones de poder que caracterizan tanto

la apropiación de los recursos, como el manejo de los problemas ecológicos por parte de los distintos actores que confluyen en un mismo espacio. En tanto que investigadores sociales, ello nos permitiría demostrar por qué los procesos sociales no deben asumirse como un mero recurso contextualizador del cambio de los entornos y por qué es necesario aterrizar en realidades particulares las acciones antrópicas.

Ahora bien, así como centrar la atención en las relaciones de poder no significa oponer conocimiento local y conocimiento experto, tampoco significa asumir el espacio social donde se producen los problemas socio-ambientales como una realidad polarizada donde: unos disponen un manejo determinado de los recursos y otros se ven orillados a asumir las disposiciones señaladas. En este artículo, considerar las relaciones de poder que atraviesan las dinámicas sociales en la Cuenca Alta me permitió dar cuenta tanto de los propósitos de control territorial de la EAAB, como de las prácticas de las agrupaciones rurales para mediar las tensiones ocasionadas por presencia de la entidad en la región. Así entonces, deje en evidencia las dificultades de los funcionarios locales para restringir el acceso de los habitantes a los predios de la Empresa y la utilización de los recursos que allí se encuentran. Pero también, puse en consideración las manifestaciones locales frente al proceder de la EAAB, específicamente al analizar la provocación de incendios en los predios de la Empresa invadidos por el retamo espinoso. De ahí que haya podido demostrar y afirmar que el control de una parte del territorio es más un proyecto constantemente debatido y en ningún caso, un logro alcanzado por la EAAB con coherencia y legitimidad. Por otra parte, tanto las continuas transgresiones de los predios como la pasividad de la entidad frente a la expansión del retamo espinoso refieren a los posicionamientos estratégicos de los actores, aunque ello no suponga la disolución de las relaciones de poder. Es este sentido, que resulta fundamental considerar la acción de los funcionarios y la acción de los pobladores como parte de un proceso hegemónico que ha acarreado, entre otras cosas, un problema ecológico para nada despreciable.

Para terminar, quisiera volver de nuevo al tema de la ausencia de conocimiento de los actores que están involucrados en un problema ecológico. Al respecto, considero que en el análisis de los desequilibrios ecológicos más allá de determinar y analizar tal carencia podríamos dar más atención a la forma como los actores expresan y hacen uso de su ignorancia en situaciones y contextos determinados. Es decir, atender etnográficamente al uso social de la ignorancia y su relación con las dinámicas de poder, ya sean las que caracterizan la apropiación de los recursos u otro tipo de situaciones sociales. En el análisis de la expansión del retamo espinoso, dicho aspecto me permitió abordar de un modo distinto las decisiones y el modo de proceder de los funcionarios y por consiguiente, las relaciones entre la población local y la entidad. Por una parte, al dar cuenta de que los funcionarios apelan a su falta de conocimiento sobre la especie invasora, pude demostrar que la pasividad de la Empresa frente al tema del retamo es una forma de proceder con fines específicos (evitar el ingreso a los predios). Por otra parte, al considerar el proceder de los guardabosques, pude evidenciar por qué ignorar ciertas acciones de los habitantes en los predios que integran el Sistema de Abastecimiento, les permite dar estabilidad a las relaciones que entablan con los actores locales en la cotidianidad. En ambos casos, tales acciones resultan paradójicas si se piensa en las funciones que se supone deben cumplir para garantizar la conservación de los entornos de los que depende el abastecimiento hídrico para la ciudad. Sin embargo, ellas dicen mucho de cómo finalmente funcionan las instituciones y cómo la ignorancia también legitima sus decisiones. En este sentido, coincido con Mathews en que estas situaciones nos invitan a considerar con otra perspectiva la acción gubernamental. Asimismo, analizar conjuntamente las formas de trasgresión del orden proyectado por la entidad por parte de la población local y el proceder de los funcionarios me permitió analizar hacer explícitas las conveniencias e inconveniencias que caracterizan las relaciones entre estos actores, pero también cómo en lo local se percibe a la entidad como un actor frente al cual se debe hacer oposición, o bien como un actor con el que deben mediar, dependiendo del contexto, los sujetos y los propósitos de que se trate.

LITERATURA CITADA

- Acueducto Municipal de Bogotá. Sin fecha. Álbum fotográfico de la represa de Chisacá. Bogotá: Dirección de Estudios y Construcciones. Acueducto Municipal de Bogotá.
- Agrawal, A. (2005). *Environmentality. Technologies of Government and The Making of subjects*. Duke University Press.
- Alcaldía Mayor de Bogotá. 2005. Intervención en la Cuenca del río Tunjuelo: Hoja de ruta de la administración distrital. Hacia la construcción colectiva del territorio. Bogotá, Alcaldía Mayor de Bogotá, Gerencia río Tunjuelo. Documento electrónico disponible en: <http://www.riotunjuelo.gov.co/docs/gerencia/hojarutav2.pdf>
- Calderón Sáenz 2003. Plantas invasoras en Colombia, una visión preliminar. Programa de Biología de la Conservación, línea "especies focales". Iavh. Bogotá. Documento electrónico disponible en: <http://www.humboldt.org.co/humboldt/homefiles/biologia/lista%20general%20preliminar-invasoras-.pdf>

- Cano, I. 2004. Encrucijadas de una Modernización Urgente: Procesos de Transformación Social de la Alta - Montaña y el Páramo, Quebrada - Honda, (Cogua, Cundinamarca). Bogotá: Tesis de Licenciatura en Antropología. Universidad Nacional de Colombia.
- Cano, I & Zamudio, N. 2007. Estrategias de articulación y participación comunitaria con los proyectos de restauración ecológica. pp. 104 -145. En: O. Vargas (ed.) Restauración Ecológica del Bosque Altoandino. Estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores del embalse de Chisacá (Localidad de Usme, Bogotá D. C.) Universidad Nacional de Colombia, Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogota, Secretaria Distrital de Ambiente, Jardín Botánico de Bogotá.
- Cárdenas, C. 2004. Invasiones por *Ulex europaeus*: Germinación y Estrategias de Control en fases tempranas. Tesis de maestría. UAB.
- Escobar, A. 1996. La Invención del Tercer Mundo: Construcción y Deconstrucción del Desarrollo. Bogotá: Editorial Norma.
- Foucault, Michael 2006 [1978]. Clase del 11 de Enero de 1978. En: Seguridad, Territorio y Población. Argentina, Fondo De Cultura Económica. Pp. 15-44
- González, J. 2001). Una Aproximación al Estudio de la Transformación Ecológica del Paisaje Rural Colombiano: 1850 – 1990. En: Naturaleza En Disputa: Ensayos de Historia Ambiental En Colombia 1850 – 1995. Germán Palacio (coord.). Bogotá: Universidad Nacional de Colombia.
- Mathews, A. S. 2006. Ignorancia, Conocimiento y Poder. El Corte De La Madera, El Tráfico Ilegal y las Políticas Forestales En México. Revista Desacatos: Número. 21, mayo-agosto 2006 pp. 35 - 160.
- Mora, J. Y. Figueroa & T. Vivas. 2007. Análisis multiescala de la vegetación de los alrededores del embalse de Chisacá (Cundinamarca. Colombia). Implicaciones para la formulación de de proyectos de restauración ecológica a nivel local. Pp 16 - 103 En: O. Vargas (ed.) Restauración Ecológica del Bosque Altoandino. Estudios Diagnósticos y experimentales en los alrededores del Embalse de Chisacá Localidad de Usme. Bogotá D.C. Universidad Nacional de Colombia.
- Palacio, Germán. 2001. Naturaleza En Disputa: Ensayos de Historia Ambiental de Colombia 1850-1995. Germán Palacio (Coord.). Bogotá: Universidad Nacional de Colombia.
- Ponce De León y Asociados S. A. 2005. Estudios, Formulación, Diseños Detallados y Desarrollo del Plan De Manejo Ambiental De Los Predios Asociados Al Sistema de Abastecimiento Sur y de la Cuenca Alta Del Río Tunjuelo. Consultoría No. 1-02-25100-655-2003. Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá. Capítulos 3, 6 y 7.
- Ricardo R, G. 1983. Aplicación de Sensores Remotos en el Diagnóstico Ambiental: El Caso del Embalse de Chisacá. Trabajo de Grado presentado como requisito para optar al título de Magister Scientiae Ambiental. Universidad Nacional de Colombia. Departamento de Ingeniería.
- Ríos, H. F. & Vargas, O. 2003. Ecología de las Especies Invasoras. Pérez-Arbelaezia 14:119-148.
- Rodríguez Gómez, J. C. (2003). El Agua en la Historia de Bogotá. Bogotá: Villegas Editores. Volumen II.
- Roseberry, W. 2002 [1994]. Hegemonía y Lenguaje de la Contención. En: Joseph, Gilbert y Daniel Nugent (edits). Aspectos Cotidianos de la Formación del Estado. La revolución y la negociación del mando en el México Moderno. México: Ediciones Era.
- Vargas, Orlando (Ed.) 2007. Restauración Ecológica Del Bosque Altoandino. Estudios Diagnósticos y Experimentales en los Alrededores del Embalse de Chisacá (Localidad de Usme, Bogotá D. C.) Universidad Nacional de Colombia, Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá, Secretaria Distrital de Ambiente, Jardín Botánico de Bogotá.
- Villafuerte & García 1997. La Cuestión Ganadera y la Deforestación. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México: Unicach.

15. SÍNTESIS DEL SIMPOSIO DE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA Y ESPECIES INVASORAS

Adriana Marcela Díaz Espinosa
Grupo de Restauración Ecológica
Universidad Nacional de Colombia
amdiaze@bt.unal.edu.co

RESUMEN

En este simposio se presentaron experiencias de control y restauración de especies invasoras con énfasis en áreas invadidas por el retamo espinoso (*Ulex europaeus*). En total fueron cinco ponencias donde se desarrollaron los aspectos teóricos novedosos que deben ser contemplados en el manejo de estas invasiones, la ecología reproductiva de las especies con relación a las condiciones climáticas, las evidencias experimentales de control y restauración y los ensayos de manejo y uso de su biomasa. En este artículo se hace una breve introducción a la ecología de las especies invasoras y se resaltan los principales aspectos de cada una de las ponencias; así como las preguntas, recomendaciones y conclusiones que surgieron de este simposio.

Palabras clave: Especies invasoras, retamo espinoso, estrategias de control, estrategias de restauración ecológica, sucesión, histéresis, estados estables, doseles, ecología reproductiva.

INTRODUCCIÓN

Las especies invasoras son aquellas que además de llegar a un nuevo sitio (sea intencional o no), tienen la capacidad de reproducirse en las nuevas condiciones, tener poblaciones con crecimiento positivo, aumentar su rango de distribución a otros lugares de manera natural y causar perjuicio a los nuevos ecosistemas que invaden, como por ejemplo, cambios en el suelo, exclusión competitiva con especies nativas, alteración de los regímenes de disturbios naturales del ecosistema, entre otros (Williamson 2000, Vilá *et al.* 2008).

Las invasiones de retamo espinoso y retamo liso en el Distrito Capital de Bogotá son uno de los problemas socio-ambientales más importantes y que ha preocupado a las autoridades ambientales, porque además de generar problemas ecológicos, que se mencionarán más adelante, trae entre otras, consecuencias productivas y económicas al invadir zonas agropecuarias, y problemas de seguridad en las zonas abandonadas o en la periferia de la ciudad.

Las dos especies hacen parte de la familia de las leguminosas y son originarias de la margen occidental de Europa, el retamo espinoso (*U. europaeus*) proviene de Portugal, y el retamo liso (*T. monspessulana*) de Montpellier, Francia. Ambas son reportadas como invasoras en el mundo y tienen una larga historia de invasión (Ríos 2005).

El retamo espinoso, por ejemplo, se encuentra distribuido en todos los continentes, está en la lista de las 100 especies más invasoras del mundo (Holm *et al.* 1997, GISP 2005), y en Suramérica se la encuentra hasta el sur de Chile (Ríos 2005). Por su parte, en Colombia se le ha reportado en el grupo de las 10 especies invasoras más agresivas (Calderón-Sáenz 2003). Dada su “reciente” historia de invasión en nuestro país, es muy oportuno hacer todos los esfuerzos necesarios para controlarlo y recuperar algunos de los atributos ecológicos de las zonas que invade.

Por su parte el retamo liso, aunque no es tan agresiva como el retamo espinoso, igual invade amplias zonas del Distrito, pues tiene mayor capacidad de penetración al interior de coberturas boscosas (Ríos 2007), su introducción al país fue principalmente para fines ornamentales. En Suramérica invade principalmente en Chile, Ecuador y Colombia y en el mundo se encuentra en Nueva Zelanda, Estados Unidos, Canadá y Australia (Bossard 2000, Ríos 2005, Pauchard *et al.* 2008, Legume web 2005). Esta especie igual genera bancos de semillas persistentes, tiene ciclos de retroalimentación positiva cuando hay incendios y conforma poblaciones mono específicas tanto en zonas abiertas como en el sotobosque de plantaciones forestales o en bosques secundarios o en un grado moderado de alteración (Alexander & D’Antonio 2003 en California, Matthei 1995, Pauchard *et al.* 2008).

Uno de los principales efectos negativos de los retamos es que generan incendios forestales y forman parches mono específicos desplazando a plantas nativas, conformando sucesiones cíclicas que tienden a auto perpetuarse gracias a sus complejos mecanismos de persistencia.

RESUMEN DE PONENCIAS

Frente a la problemática de la invasión de los retamos se presentaron en el simposio una amplia gama de ideas, relacionadas tanto con el estudio de la ecología de estas especies, experimentos y estrategias de control, manejo de sus residuos, hasta reflexiones teóricas sobre estados estables e histéresis aplicadas al caso concreto del retamo espinoso. Es decir, que se abordaron aspectos experimentales (Díaz-Espinosa 2009, Ríos 2010, León 2010 en este volumen), sociales (León 2010, en este volumen), técnicos (Robles *et al.* 2009) y teóricos (Sánchez-Tapia 2009), lo cual permite tener una visión aún más amplia para la toma de decisiones de manejo de estas especies.

ECOLOGÍA REPRODUCTIVA

Con respecto a la ecología de estas especies Ríos (2010 en este volumen), reporta que las dos especies tienen patrones diferenciales de producción de biomasa reproductiva sexual, dependiendo de la zona climática en la que se encuentren, lo cual tiene implicaciones importantes en su capacidad invasora y ayudaría a determinar cuáles zonas son prioritarias para su manejo y control.

Además de su posición astronómica, los condicionantes locales como la elevación, la morfología del relieve y la cobertura y usos del suelo en el Distrito generan 4 diferentes zonas climáticas que son: 1) la húmeda (mayores a 1000 mm anuales con un mes de sequía) al costado nororiental y suroriental de los Cerros Orientales; 2) subhúmeda (800 a 1000 mm, dos meses de sequía) en las partes altas de las localidades de Ciudad Bolívar y Suba, 3) semiseca (700 a 800 mm, tres meses de sequía) en casi toda la zona urbana y 4) seca (menos de 700 mm y cuatro meses de sequía) hacia el costado suroccidente de la ciudad y algunos pequeños enclaves en la localidad de Usaquén (Véase Ríos 2010, en este volumen). Además existe en el Distrito un rango altitudinal que va desde los 2545 m en la zona urbana hasta los 4620m en la zona rural (Localidad de Sumapaz).

Dentro de los principales patrones descritos en este estudio es que el retamo espinoso tiene la capacidad de invadir en las cuatro zonas bioclimáticas de Bogotá como son el Páramo perhúmedo, la Montaña fría húmeda, la Montaña fría subhúmeda y Montaña fría semiseca, mientras que el retamo liso no se reportó en las zonas más húmedas.

Por otro lado, en la época seca del año, se encontró que la fenofase dominante no es la misma en las diferentes zonas bioclimáticas. Para el caso del retamo espinoso se encuentra un mayor número de semillas maduras en las zonas húmedas (7116 +/- 8729), pero una mayor cantidad de estructuras reproductivas, dominadas por semillas verdes en las zonas semisecas (10244 +/- 7480); es decir que la cosecha tiende a ser mayor en las zonas más secas. Por su parte, el retamo liso presenta igualmente, más estructuras reproductivas (semillas verdes) en las zonas semisecas (17972 +/- 11627), mientras que para esa época del año las semillas maduras se presentan más en la zona semihúmeda (2820 +/- 1052), aunque en menor número. En conclusión al disminuir el gradiente de humedad aumenta el número de estructuras reproductivas para ambas especies, dominadas en esta época del año, por semillas verdes (Figura 1).

Con respecto a la cantidad de semillas por fruto, se concluyó que ésta aumenta hacia las zonas más secas (4,51 +/- 0,39), en el caso del retamo espinoso; pero que éste patrón difiere del retamo liso en el que hay más semillas por fruto en la zona subhúmeda (4,08 +/- 0,54). Sin embargo, hay que tener en cuenta que allí el número de frutos es mucho menor que en las zonas secas (Semihúmeda: 468 +/- 284 y Semiseca: 5650 +/- 3373), Ver Ríos 2010 en este volumen.

Finalmente, uno de los rasgos característicos de estas especies, es la alta heterogeneidad en el comportamiento reproductivo de los individuos al interior de los matorrales, independientemente de las condiciones ambientales, lo cual garantiza la presencia de semillas a lo largo de todo el año (Ríos 2010, en este volumen).

EXPERIMENTOS DE CONTROL EN ÁREAS PILOTO DE RESTAURACIÓN

Los experimentos de control de *U. europaeus* en el Distrito capital, se han desarrollado igualmente en los alrededores del Embalse de Chisacá al sur de Bogotá (Vargas *et al.* 2007, 2009). Una primera meta fue el manejo de dos hectáreas invadidas por el retamo espinoso, en predios del Acueducto de Bogotá, en donde se buscaba controlar la infestación e iniciar procesos de restauración, y simultáneamente generar conocimiento sobre estrategias de control del retamo (Vargas *et al.* 2009). Para esta etapa se siguieron las recomendaciones de manejo de la biomasa de retamo expuestas por Vargas (2007), que son en su orden: a) quema controlada, b) retiro manual de la biomasa en pie y quema en puntos específicos, c) arado con tractor para remover raíces y d) limpieza final con rastrillo. Este procedimiento permite disminuir en corto tiempo (dos meses) la biomasa de retamo y continuar con el agotamiento de su banco de semillas y de retoños; al igual que inhibir por medio de sombra artificial o natural el desarrollo de plántulas, y generar con ello nuevas condiciones en el suelo para plantar especies arbustivas y arbóreas (Díaz-Espinosa y Vargas 2009, León y Vargas 2009b y León *et al.* 2009).

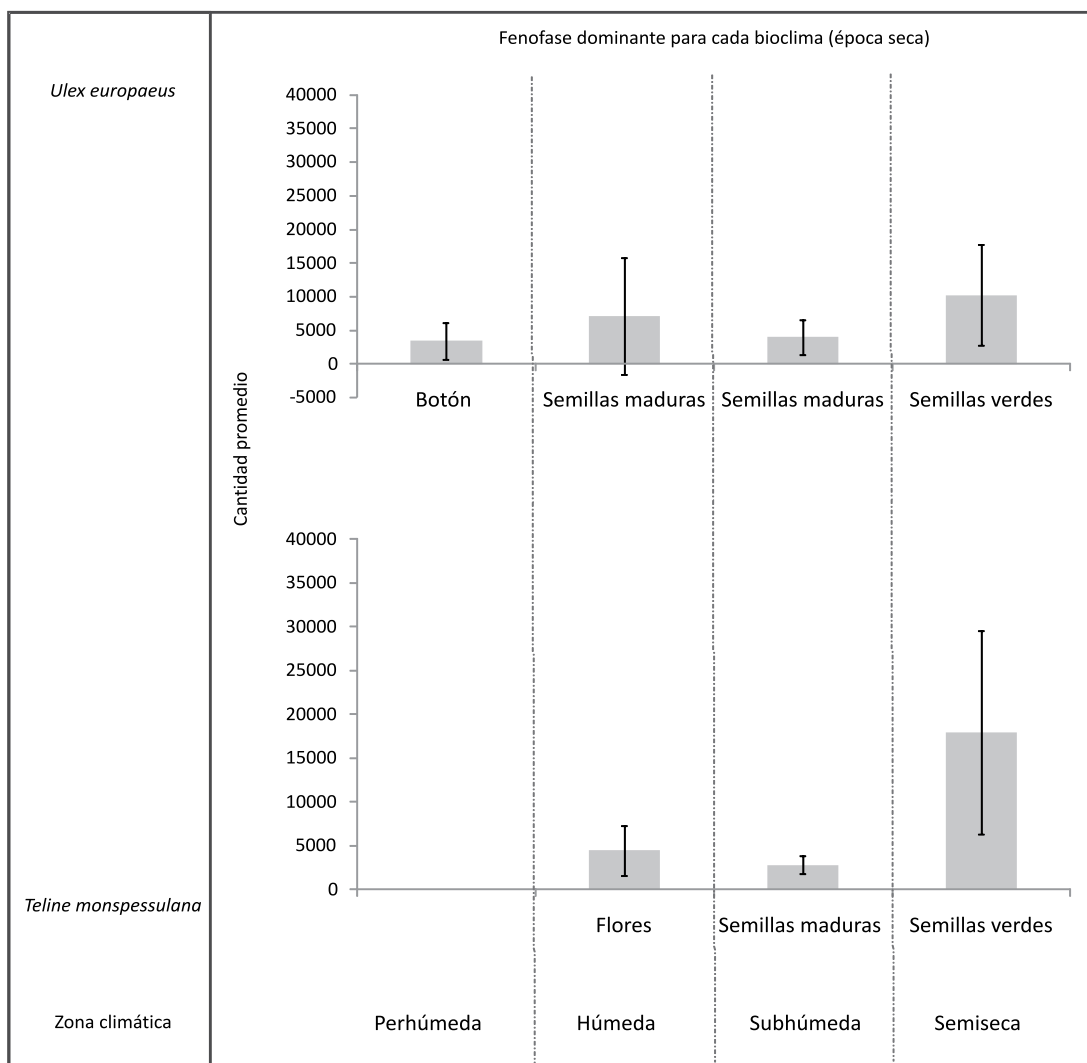


Figura 1. Se muestra la fenofase dominante para cada uno de los bioclimas en donde crecen *U. europaeus* y *T. monspessulana* en Bogotá. Se observa el promedio y la desviación estándar (Esta gráfica fue modificada a partir de Ríos 2010, en este volumen).

En el grupo de experimentos que se implementaron en estas dos hectáreas se hizo énfasis en estrategias para agotar el banco de semillas, debilitar las plántulas de retamo y avanzar en el conocimiento de especies pioneras para conformar núcleos de vegetación en las zonas despejadas de retamo. Las dos hectáreas piloto de manejo, no obstante, eran heterogéneas en topografía y tipo de suelo, al igual que en el banco de semillas de retamo, de manera que luego de los tratamientos de quema, remoción de biomasa y arado se observaron diferencias en la expresión del banco de semillas del retamo espinoso. La tendencia general fue de una mayor expresión de plántulas en las zonas con una topografía más pendiente que en las zonas planas.

La expresión del banco de semillas en el sitio fue baja con respecto a lo que se reporta en otras zonas que han sido sujetas a manejo sin quema, ni arado (León y Vargas 2009b), por lo que estos dos tratamientos anteriores pueden generar cambios drásticos en la futura expresión de plántulas; aún así, se lograron observar efectos de los tratamientos de sombra sobre la densidad de plántulas que germinaron entre doseles naturales y artificiales, siendo menor la densidad de plántulas para los tratamientos con polisombra y plástico negro (Tabla 1).

Con respecto a tratamientos que debiliten las plántulas de retamo, se podría decir que comparar el efecto de la polisombra, plástico (negro y transparente) y los doseles de arbustivas perennes (*Lepechinia salviifolia* y *Baccharis latifolia*) con el efecto de los doseles de tres leguminosas (*Lupinus mirabilis*, *Lupinus bogotensis* y *Vicia benghalensis*) es complicado, ya que las condiciones topográficas del sitio eran diferentes, el banco de semillas era heterogéneo y las unidades experimentales, diseños y variables muestreadas fueron distintas en cada caso (Tabla 1). Sin embargo, se pueden detectar tendencias; por ejemplo, bajo los doseles

de arbustivas perennes (León y Vargas 2009b) se encontró que la densidad en la expresión del banco de semillas disminuyó con el tiempo, a la par que las plántulas de retamo tenían un mayor tamaño. Igualmente, en el caso de las tres leguminosas, aunque el objetivo no era medir la densidad de plántulas que germinaban, y de hecho se controló la densidad de cada parcela a 40 individuos, si se observó que el pulso de germinación disminuyó con la presencia de los doseles (Díaz-Espinosa y Vargas 2009). Por otro lado, aunque no hubo un efecto negativo significativo de los doseles conformados con *L. mirabilis*, *L. bogotensis* y *V. benghalensis* sobre la longitud total (LT) de plántulas de retamo, si se observó sobre el cociente LT/biomasa seca de las plántulas de retamo, siendo éste mayor en las parcelas mixtas, con las tres leguminosas, que con respecto a las parcelas mono-específicas; es decir, que un dosel más complejo en estratos, con mayor cobertura y mayor profundidad de copa, generó las condiciones para que las plántulas de retamo fueran más etioladas y con menor biomasa (Díaz-Espinosa y Vargas 2009).

Si bien se ha evidenciado que la sombra afecta la expresión y el desarrollo de plántulas de retamo (Skipper 1922, Millener 1961, Ivens 1978, Rees y Hill 2001, Sánchez-Tapia y Vargas 2007), la sombra de un dosel de hojas tiene la particularidad de que cambia no sólo la cantidad de luz que llega al sitio, efectiva para hacer fotosíntesis, sino también la calidad de la luz, con relación a la proporción de luz correspondiente a la longitud de onda del rojo y rojo lejano (Díaz-Espinosa y Vargas 2009). Las respuestas de evitación de sombra, tales como el aumento en la tasa de elongación del tallo, son mecanismos morfofisiológicos para captar mayor cantidad de luz (Taiz 1998), es por eso que en el caso del retamo espinoso cambian los patrones morfológicos: los folíolos permanecen, además no hay suficientes recursos para producir espinas y la biomasa de raíces, junto con el diámetro de éstas disminuye (Díaz-Espinosa y Vargas 2009). Estas plántulas con menor biomasa para absorber nutrientes y agua e infectarse por nódulos de *Rhizobium* sp, al igual que con menos espinas y tallos más frágiles (que necesitan más longitud para completar un gramo de biomasa) son más fáciles de erradicar manualmente o con ayuda de rastrillo (Sánchez-Tapia y Vargas 2007, Díaz-Espinosa y Vargas 2009).

Los tratamientos de eliminación de semillas y plántulas de retamo no tendrían ningún sentido si no se encontrasen especies nativas capaces de colonizar, establecerse y persistir en el área despejada para dirigir la sucesión de acuerdo con los objetivos de restauración. Por esta razón, en el área piloto se ensayaron especies herbáceas (*V. benghalensis*) y arbustivas de ciclo corto (*L. bogotensis* y *L. mirabilis*), al igual que especies arbustivas perennes (*B. latifolia* y *L. salviifolia*). Todas las especies fueron capaces de generar doseles y sombra para competir con las plántulas de retamo, las especies más rápidas en conformar ese dosel fueron *L. mirabilis* y *L. bogotensis*, que alcanzaron luego de 4 meses en invernadero y 4 meses de campo alturas promedio de $1,05 \pm 0,15$ m y $0,80 \pm 0,14$ m y coberturas por planta de $0,19 \pm 0,057$ m² y $0,14 \pm 0,048$ m² respectivamente (agosto de 2008). Por otro lado, luego de crecer dos meses más en campo, parcelas que iniciaron con 36 individuos sembrados en un espacio de 1,85 m x 1,85 m alcanzaron a cubrir un área de $10,15 \pm 1,48$ m² para *L. mirabilis*, $5,44 \pm 2,06$ m² para *L. bogotensis* y $5,95 \pm 2,00$ m² para *V. benghalensis*.

Dentro de los árboles perennes *Verbesina crassiramea*, fue una de las especies de mayor desarrollo, se propagó en invernadero en bandejas de germinación y bolsas y luego de ser trasplantada mostró una altura de $0,3 \pm 0,07$ m (agosto de 2008), dos meses después incrementó un 50% su altura (64 ± 12 cm) y ya presentaba una cobertura de $0,30 \pm 0,12$ m² (Franco y Vargas 2009).

Estas especies arbustivas y arbóreas logran modificar las condiciones, al generar cambios en el microambiente de luz, temperatura y humedad; no obstante, las tres primeras son de ciclo corto, por lo que deben plantarse especies que reemplacen sus doseles en el momento que estas empiezan a morir (Díaz-Espinosa y Vargas 2009). Por su parte, *V. crassiramea* es una especie susceptible a heladas y en zonas muy abiertas no es capaz de persistir y el porcentaje de sobrevivencia es muy bajo (L. Franco, com. per). Esta especie por otro lado es susceptible al tipo de suelo en el que es sembrada (Cabrera & Vargas 2009), pero eso no causa su mortalidad, como las heladas; así que en zonas en donde las heladas no son fuertes y el suelo es favorable la especie puede persistir, en cambio en zonas en donde el suelo es favorable pero hay mayor riesgo de heladas la sobrevivencia de *V. crassiramea* puede ser muy baja. Como se menciona en la tabla 1 los suelos más favorables para esta especie son los Franco arenoso arcilloso y franco arenosos bien drenados (Cabrera & Vargas 2009 y Franco & Vargas 2009).

CARACTERIZACIÓN ESPACIAL DE LA INVASIÓN

La vereda el Hato (Localidad de Usme, Bogotá), fue tomada como referente espacial para analizar la invasión de retamo (León y Vargas 2009a, León 2010 en este volumen). La vereda cuenta con 718 Ha pertenecientes a 80 predios, 8 de los cuales son del acueducto, mientras que los otros 72 son de particulares con actividades agropecuarias. Un total de 34,4 Ha están invadidas por retamo espinoso, 22,8 de las cuales están en los predios del acueducto (65,5%). Muchos de los parches y áreas de invasión se encuentran alrededor de caminos, ríos y algunos predios privados. El 61,6% de la invasión se encuentra en áreas

abiertas, un 38,1% rodea las plantaciones de exóticas y el 0,3% está en los matorrales de especies nativas. Un aspecto importante es que el 78% de la invasión se encuentra alrededor de los caminos. Si esta especie no se controla la invasión seguirá aumentando por estos caminos; es decir que prácticamente toda la vereda es vulnerable a la invasión si no se controla (León y Vargas 2009a y León 2010 véase este volumen).

La mayor parte de los individuos tienen un tamaño entre 1 y 1,5m en etapa reproductiva, la mayoría de los parches ocupa entre 0 y 50 m, mientras que los que superan los 1000 m² son escasos. La manera en la que avanzó la invasión, conociendo el patrón de distribución de parches, los rasgos de historia de vida de la especie y los relatos de la gente, se piensa que fue la siguiente: primero hubo una delimitación de predios del Acueducto con individuos de retamo espinoso usados como cerca viva, luego siguió la dispersión de los nuevos individuos cerca de los parentales; con el tiempo los parches aislados fueron absorbidos formando parches aún más grandes y finalmente ahora vemos la expansión de la invasión y la conformación de focos secundarios (León y Vargas 2009b).

CONOCIMIENTO SOCIAL DE LA INVASIÓN

La cuenca alta del Rio Tunjuelo, territorio en el cuál se desarrollaron los experimentos piloto de control, tiene una historia de uso que está relacionada de manera importante con la introducción de la planta a la zona, así como su crecimiento invasor. Hacia los años 40 la empresa de Acueducto de Bogotá, empezó a comprar predios para crear los embalses la Regadera y Chisacá los cuales iban a ser fuentes abastecedoras de agua para el sector sur de la ciudad y hacia la década de los 70, luego de la construcción de los dos embalses, la empresa asumió la reforestación de las áreas potrerizadas (predios que antiguamente hacían parte de la Hacienda el Hato). Se utilizaron pinos, eucaliptos y cipreses para evitar la erosión y retamo como cerca viva alrededor de los predios del acueducto. Actualmente, los mismos funcionarios y las personas que participaron en estas siembras reconocen la falta de conocimiento técnico que tuvo éste manejo, pero también la pasividad de la empresa frente al avance de la invasión de retamo años después (Cano 2010 en este volumen).

Cano (2010 en este volumen) hace un análisis acerca de las relaciones de hegemonía, conveniencia e inconveniencia que se establecen entre diferentes actores que comparten un mismo territorio (campesinos, funcionarios guardabosques e ingenieros forestales), específicamente en las veredas el Hato, Margaritas y Santa Rosa (cuenca alta del Tunjuelo). Igualmente, evidencia la pasividad de la empresa al tomar acciones de control de retamo, a pesar del notorio crecimiento y avance de la invasión, perceptible desde hace más de 15 años.

De acuerdo con Cano (2010), la pasividad de la EAAB frente al control de la invasión de retamo ha sido interpretada por algunos campesinos como un posicionamiento estratégico de control de sus predios, teniendo en cuenta que a veces el papel de vigilancia de los guardabosques se ve trastocado por los vínculos de diferente índole que establecen ellos con los vecinos y la fragilidad de la legitimidad de la empresa, de forma que tácitamente se evitan conflictos y se busca mantener relaciones cordiales con la comunidad.

Al mismo tiempo, la comunidad afectada busca solucionar el problema del avance del retamo a sus predios, de manera que la convivencia diaria con el problema ha hecho que aprendan empíricamente acerca de esta especie y su estrategia invasora, pero también que reconozcan que las acciones de control que usan como el corte, quema o arado, no dan los resultados que ellos buscan; no obstante, aún se evidencian quemadas inducidas como una forma rápida pero infructuosa de salir del problema.

Es interesante ver como la función de la empresa luego de una quema no va más allá de controlar e impedir que se propague, sin hacer ningún control del banco de semillas de retamo que germina, ni de los nuevos retoños que salen de troncos y raíces; como principal razón se dice que no se conoce bien qué especies nativas se pueden sembrar, ni que manejo dar en la zona “así entonces, se ha dado largas a la adopción de medidas efectivas que rompan el ciclo: expansión del retamo - incendios en los matorrales - regeneración de la planta”.

La autora analiza cómo “la propagación del retamo fuera de los predios de la EAAB es una trasgresión de límites vecinales y una irrupción de las modalidades de manejo y aprovechamiento de los recursos por parte de la población local”.

Sin embargo, desde el año 2002 con el desbordamiento del Rio Tunjuelo, el acueducto ha tenido que invertir en planes de manejo para la cuenca alta y como tal se han contratado estudios, que de alguna manera han abordado el tema de la invasión de retamo. Entre ellos los desarrollados por el Grupo de Restauración Ecológica de la Universidad Nacional (Vargas *et al.* 2007). Por otro lado, una de las prioridades de la Secretaría Distrital de Ambiente en los últimos dos años ha sido la erradicación del retamo en la vereda el Hato (Vargas *et al.* 2009).

Tabla 1. Experimentos de control del banco de semillas germinable y desarrollo de plántulas de retamo espinoso y evaluación de rasgos de historia de vida de especies nativas con capacidad de competir a las plántulas de retamo.

Tipo	Tamaño de parcelas	Tratamientos	Número de plántulas de retamo evaluadas por parcela	Número de plantas sembradas	Periodicidad del muestreo	Diseño y análisis	Variabile	Resultados
1. Experimental	5 x 5 m (16 m ² de área efectiva)	1. Polisombra negro 2. Plástico negro transparente 3. Plástico transparente 4. Dosel con <i>Baccharis latifolia</i> 5. Dosel con <i>Lepetchinia salvifolia</i>	Se contaron las plántulas que germinaban del banco de semillas	49 individuos de <i>Baccharis latifolia</i> cada 75 cm y 22 <i>Lepetchinia salvifolia</i> cada metro	Julio 2008 a dic. 2008, bimensual, en total 3 muestreos)	Tratamientos al azar, 3 réplicas y ANOVAS	Tamaño de plántulas de retamo	En el último muestreo las plántulas de menor tamaño se encontraron en los tratamientos con plástico negro (6,75 cm +/- 0,95), y <i>Lepetchinia salvifolia</i> (7,73 cm +/- 1,67). El control en contraste presentó plántulas de 9,79 cm +/- 2,11
							Número de plántulas germinadas	En el último muestreo el menor número de plantas se encontró en los tratamientos con polisombra (4,8 +/- 2,6), plástico negro (3,5 +/- 2,8) y plástico transparente (3,8 +/- 2,6). Mientras que el control presentó densidades de 10,3 +/- 7,4
2. Experimental	1,85 x 1,85 y se dividieron en 4 cuadrantes	1. Dosel de <i>Lupinus bogotensis</i> 2. Dosel de <i>Lupinus mirabilis</i> 3. Dosel de <i>Vicia benghalensis</i> 4. Dosel mixto 5. Control	Se marcaron 40 plántulas 10 por cuadrante, y a estas se les hizo el seguimiento. Las demás plántulas se eliminaron	36 por parcela, menos en el control. Las parcelas mixtas tenían 12 individuos de cada especie	Dos periodos de muestreo (agosto de 2008 y octubre de 2008)	Parcelas divididas y ANOVAS 4 bloques, con dos parcelas por tipo de dosel, una para cada tiempo de muestreo.	Temperatura, humedad relativa y Luz	Los tratamientos con polisombra (473,6 lux +/- 214,33) y plástico negro (667,2 lux +/- 300,8) presenta menor entrada de luz, con altas variaciones de temperatura (polisombra 25,94 °C +/- 6,49 plástico negro 23,34°C +/- 7,52) y humedad (polisombra 28,82% +/- 7,35 plástico negro 38,56% +/- 12,67). Los doseles naturales junto con el control presentan mayor entrada de luz (<i>Baccharis latifolia</i> 1184,0 lux +/- 166,49, <i>Lepetchinia salvifolia</i> 1095 lux +/- 47,11 y control 1334,2 lux +/- 201,28), mayor temperatura (<i>Baccharis latifolia</i> 32,18°C +/- 7,14, <i>Lepetchinia salvifolia</i> 36,14°C +/- 2,67 y control 38,72°C +/- 6,03) y menor humedad relativa (<i>Baccharis latifolia</i> 35,40% +/- 13,74, <i>Lepetchinia salvifolia</i> 20,70 % +/- 3,44 y control 21,60 % +/- 7,93).
							Sobrevivencia de plántulas*	El porcentaje de sobrevivencia de las 40 plántulas de retamo marcadas debajo de los diferentes tratamientos de dosel fue alta (90%) y no presentó ninguna diferencia significativa entre tratamientos.
2. Experimental	1,85 x 1,85 y se dividieron en 4 cuadrantes	1. Dosel de <i>Lupinus bogotensis</i> 2. Dosel de <i>Lupinus mirabilis</i> 3. Dosel de <i>Vicia benghalensis</i> 4. Dosel mixto 5. Control	Se marcaron 40 plántulas 10 por cuadrante, y a estas se les hizo el seguimiento. Las demás plántulas se eliminaron	36 por parcela, menos en el control. Las parcelas mixtas tenían 12 individuos de cada especie	Dos periodos de muestreo (agosto de 2008 y octubre de 2008)	Parcelas divididas y ANOVAS 4 bloques, con dos parcelas por tipo de dosel, una para cada tiempo de muestreo.	Longitud total de las plántulas*	Por otro lado la longitud total de las plántulas de retamo no presentó diferencias entre los tratamientos de dosel, no obstante el cociente entre Longitud total (cm) y biomasa seca de las plántulas (g) fue significativamente diferente, siendo mayor bajo los doseles con <i>Lupinus mirabilis</i> (155,13 +/- 28,4)
							Biomasa seca de plántulas*	La biomasa seca difiere entre tratamientos siendo mucho menor debajo de los doseles mixtos (0,25g /- 0,06) y con <i>Lupinus mirabilis</i> (0,28g +/- 0,07)
2. Experimental	1,85 x 1,85 y se dividieron en 4 cuadrantes	1. Dosel de <i>Lupinus bogotensis</i> 2. Dosel de <i>Lupinus mirabilis</i> 3. Dosel de <i>Vicia benghalensis</i> 4. Dosel mixto 5. Control	Se marcaron 40 plántulas 10 por cuadrante, y a estas se les hizo el seguimiento. Las demás plántulas se eliminaron	36 por parcela, menos en el control. Las parcelas mixtas tenían 12 individuos de cada especie	Dos periodos de muestreo (agosto de 2008 y octubre de 2008)	Parcelas divididas y ANOVAS 4 bloques, con dos parcelas por tipo de dosel, una para cada tiempo de muestreo.	Área foliar*	Las plántulas de retamo presentan mayor área foliar en los tratamientos de control (220 cm ² +/- 52,14) y con <i>V. benghalensis</i> (187,95cm ² +/- 87,01)
							Índices de competencia*	Los tratamientos de parcela Mixta (0,74 +/- 0,14), <i>L. mirabilis</i> (0,73 +/- 0,10) y <i>L. bogotensis</i> (0,59 +/- 0,17) son los que presentan mayor índice de competencia (dato) sobre las plántulas de retamo, no obstante, el tratamiento que incrementa su poder competitivo en mayor proporción entre los dos muestreos (diferencia de 60 días) fue el de parcelas mixtas, el cual cambió de 0,28 +/- 0,15 a 0,74 +/- 0,14.
2. Experimental	1,85 x 1,85 y se dividieron en 4 cuadrantes	1. Dosel de <i>Lupinus bogotensis</i> 2. Dosel de <i>Lupinus mirabilis</i> 3. Dosel de <i>Vicia benghalensis</i> 4. Dosel mixto 5. Control	Se marcaron 40 plántulas 10 por cuadrante, y a estas se les hizo el seguimiento. Las demás plántulas se eliminaron	36 por parcela, menos en el control. Las parcelas mixtas tenían 12 individuos de cada especie	Dos periodos de muestreo (agosto de 2008 y octubre de 2008)	Parcelas divididas y ANOVAS 4 bloques, con dos parcelas por tipo de dosel, una para cada tiempo de muestreo.	Comportamiento de las parcelas	Las parcelas con <i>Lupinus mirabilis</i> presentaron en promedio alturas de 1,53m +/- 0,23 una cobertura de 10,14 m ² +/- 1,48 un ancho del follaje de 1,17m +/- 0,12, un PAR de 58,95 µm +/- 12,92 temperaturas de 16,4 °C +/- 1,82, humedad relativa de 66,6% +/- 10,05 y luminosidad máxima de 3024 lux +/- 1540. Las parcelas mixtas presentaron en promedio alturas de 1,14m +/- 0,17, una cobertura de 8,43m ² +/- 1,41, un ancho del follaje de 1,14 +/- 0,17, un PAR de 31,55 µm +/- 17,39, temperaturas de 16,4 °C +/- 1,2, humedad relativa de 71,08% +/- 8,06 y una luminosidad máxima de 1742 lux +/- 275,9. En contraste las parcelas control presentaron un PAR de 885,38 µm +/- 434,39, temperaturas de 26,04 °C +/- 4,30, humedades relativas de 51,25 % +/- 7,17 y una luminosidad máxima de 50686,66 lux +/- 33098,71.
							* 40 plántulas de retamo por parcela	

								Entre variables que cuantifican el dosel de leguminosas y el comportamiento de retamo	El Ancho del follaje de las parcelas presenta una relación positiva con un r^2 de 0.806 con el cociente entre Longitud/biomasa de las plántulas de retamo.
								Altura	Sólo hasta el quinto mes la altura de las plántulas de retamo (12,3 +/- 6,4 cm) supera la altura de <i>V. crassiramea</i> significativamente (8,8 +/- 5,9 cm)
								Tasa de crecimiento en altura	En plántula tiene tasas de crecimiento altas, muy similar a la de retamo (0,0160 cm/día).
								Rasgos de historia de vida	Presenta rasgos importantes de colonización, establecimiento y persistencia importantes para la formación de doseses y asimismo la competencia por luz con retamo. Por ejemplo tiene semillas anemócoras, de fácil dispersión y que se mantienen viables en bancos de semillas (70%), su germinación es rápida (4-12 días) y su establecimiento en suelo desnudo es alto (43,8%). En plántula tiene tasas de crecimiento altas, muy similar a la de retamo (0,0160 cm/día). Por otro lado, en estado adulto, presenta crecimiento rápido, lo que se evidencia en características como un alto contenido de humedad del leño y bajo contenido de materia seca foliar (235,7 +/- 31,6 mg/g), además su alta producción de hojarasca podría ser buena en el control del establecimiento de plántulas. Logra rebrotar efectivamente (100%), lo que hace una especie con capacidad no sólo de colonizar sino también de persistir. Por último, coberturas promedio de 15m ² y alturas de 8 a 20m, la hacen una buena candidata para competir por espacio. Como es susceptible a heladas se recomienda sembrarse en matrices de <i>Lupinus mimbilis</i> , especie tolerante a heladas.
3. Descriptivo	2 m ² divididas en 6 cuadrantes y 20 parcelas	No aplica	12 bsg	12	Junio a nov. 2008			Anova univariado	
								Estadística descriptiva	
4. Experimental	4x 4 m	1. Suelo Franco-Arcilloso. 2 Franco-Arcilloso-Arenoso 1 3. Franco-Arcilloso-Arenoso 2 4. Franco Arenoso	0	20	Mediciones semanales 14 sep a 14 dic 2008			Bloque al azar MANOVAS	Las plántulas de <i>Verbesina crassiramea</i> presentaron una mayor altura en suelos Franco Arcillosos Arenoso 2 (49,33 cm +/- 13,51), mayor cobertura en el tratamiento en el Franco Arenoso (1,794 +/- 1,302) al igual que diámetro basal (1,84 +/- 0,49). En este mismo tipo de suelo se presentó la mayor tasa de crecimiento para la altura (0,042 +/- 0,017), cobertura (0,069 +/- 0,041) y diámetro basal (0,032 +/- 0,012)

*1 León & Vargas 2009. Sombreado artificial y natural en el control y restauración ecológica de áreas invadidas por *Ulex europaeus* (retamo espinoso).

*2 Díaz-Espinosa & Vargas 2009. Efecto de la siembra de leguminosas herbáceas y arbustivas sobre el control en el establecimiento de la especie invasora *Ulex europaeus* L. (Fabaceae), en los alrededores de Chisacá (Localidad de Usme, Bogotá D.C.)

*3. Franco & Vargas 2009 Rasgos de *Verbesina crassiramea* Blake de importancia en estrategias de control de especies invasoras en los alrededores del Embalse de Chisacá

*4. Cabrera & Vargas 2009. Crecimiento diferencial de *Verbesina crassiramea* Blake, de importancia en estrategias de control de especies invasoras en los alrededores del Embalse de Chisacá.

Las dinámicas sociales entorno a un mismo territorio, con actores tan diferentes y con intereses particulares pudo en un momento provocar la falta de acciones concretas de manejo de la invasión, es decir que “resulta fundamental considerar la acción de los funcionarios y la acción de los pobladores como parte de un proceso hegemónico que ha acarreado, entre otras cosas, un problema ecológico para nada despreciable”. Sin embargo, se espera que con los nuevos estudios que ha contratado la SDA y las nuevas hectáreas que se han manejado (Vargas *et al.* 2009) se introduzca un cambio en esas dinámicas y se genere progresos en el manejo de ésta invasión.

De este estudio se muestra cómo las interacciones entre los diferentes actores de un territorio y el manejo de sus intereses particulares puede favorecer la invasión de una especie como el retamo espinoso. Es decir, que la expansión de retamo es una consecuencia no sólo de su capacidad invasora, sino de las relaciones entre distintos actores que comparte ese territorio.

De otro lado, León (2010, en este volumen) cuantificó el conocimiento social de la invasión en la zona, para ello entrevistó a 25 familias, encontrando que en la vereda el Hato el 80% tiene retamo en los predios, el 50% dice que se pasó de los predios del acueducto, mientras que otros piensan que fue por causa del viento (20%). El manejo que hace la mayoría de la gente en la zona es la remoción de la raíz (30%) ó remoción de raíz con quema (20%), también se hace corte y fumigación (10%), corte y quema (10%) o sólo quema (10%). Por otro lado, la frecuencia de éstas actividades se hace cuando es necesario, en el 60% de los casos; cada seis meses en el 25% los casos y cada año en el 13% de los casos. El 40% de la gente invierte en la contratación de obreros para el control del retamo y el 30% lo hace por su cuenta. Finalmente, un 37% de la población piensa que el control lo debe hacer el mismo acueducto (León & Vargas 2009b).

MANEJO DE LA BIOMASA DE RETAMO

Con respecto al manejo de grandes áreas invadidas por el retamo espinoso y el retamo liso, el Jardín Botánico José Celestino Mutis ha adelantado trabajos que involucran el trabajo con población en proceso de rehabilitación y resocialización (convenios con IDIPRON, DABS, entre otras entidades). Entre las cinco estrategias posibles de manejo, la quema controlada es la que brinda mayor rendimiento, ante la facilidad de hacerlo en cercanías a la zona invadida, lo que disminuye el costo del transporte y el riesgo de invasión a nuevas áreas (Robles *et al.* 2009). Igualmente, con la quema, se facilita el manejo de sus residuos y se destruyen muchas semillas, pero se requiere de un estricto protocolo de seguridad, y trabajar con personal capacitado y bajo la supervisión de personas expertas en el manejo de incendios forestales. Las quemas siempre deben tener el aval de la Comisión Distrital de Incendios Forestales, ya que son quienes determinan la factibilidad de las zonas propuestas para realizar este tipo de tratamiento. En la Tabla 2 se observan los pros y contras de cada tipo de estrategia.

Tabla 2. Ventajas y desventajas de diferentes tipos de manejo de la biomasa removida de retamo espinoso.

Estrategia	Ventajas	Desventajas
Transporte a botaderos públicos	Ninguna	Altos costos de transporte Disminuye el rendimiento por el tiempo empleado en el transporte Se trasladan semillas a nuevas zonas
Disposición de residuos en huecos de 3x3x3	Reincorporación de materia orgánica al perfil del suelo Reducción del riesgo de incendios forestales a partir de coberturas de retamo	Empleo de largas jornadas de trabajo por parte de las cuadrillas de intervención en la apertura de los huecos de 3x3x3 m, el cual no iguala la velocidad de corte y apilado del material vegetal La profundidad de los suelos en algunas ocasiones no consigue la profundidad planeada
Pilas de compostaje en 3x3x3	Posibilidad de emplear abonos orgánicos en mejoramiento de suelo Reducción del volumen de residuos sólidos vegetales Reducción del riesgo de incendios forestales, en los sitios intervenidos	El retamo tiene una descomposición lenta, entonces la necromasa acumulada aumenta el riesgo de incendio a sitios cercanos, en los alrededores de las pilas Es difícil controlar que las ramas usadas no tengan semillas
Disposición de residuos en depresiones	Posibilidad de emplear abonos orgánicos en mejoramiento de suelo Reducción del volumen de residuos sólidos vegetales Reducción del riesgo de incendios forestales a partir de coberturas de retamo Posibilidad de adecuación topográfica del terreno Adecuación de hábitat para la fauna local	Se pueden crear falsos pisos si no se apila bien el material en las depresiones Hay limitantes por el número de depresiones encontradas
Quema controlada	Es mayor la eficiencia, se puede manejar grandes volúmenes por día Garantiza la eliminación real de las semillas	Se debe revisar que las cenizas no tengan semillas Emisión de gases de efecto invernadero

CONSIDERACIONES TEÓRICAS

Muchas veces el trasfondo de un proyecto de restauración tiene inmersa la idea de que las acciones de restauración generan respuestas lineales y esto es heredado de alguna forma de la visión lineal de la sucesión y del clásico modelo de Bradshaw sobre restauración (Sánchez-Tapia 2009, Suding *et al.* 2004).

Luego de sucesivos procesos de degradación de un ecosistema, los umbrales de resiliencia se rompen y las nuevas características bióticas y abióticas pueden generar nuevos estados estables alternativos (Beisner *et al.* 2003). Luego de un disturbio, por ejemplo, las nuevas condiciones abióticas generadas, pueden mantener en estado estable a una comunidad en la que dominen especies invasoras (Sánchez-Tapia 2009).

Al estudiar una invasión, se observa una comunidad en estado degradado, pero no sabemos cómo evolucionó hasta allí, ¿fue la comunidad la que cambió, o fue el ambiente el que cambió? existe la posibilidad teórica de que si lo que cambiaron fueron los parámetros del ecosistema, la restauración no sea posible, ya que es el estado degradado el nuevo estado de la comunidad. Si pensáramos en hacer una perturbación igual, pero opuesta que reversara ese estado, no se garantiza que se está haciendo restauración; es decir, en el escenario de que luego de una perturbación la comunidad llegara a un estado estable; el aplicar una perturbación contraria, de la misma magnitud, no necesariamente logra que la comunidad llegue a su estado anterior. Esta propiedad se llama histéresis, es decir, aún si volvemos a los parámetros abióticos anteriores no se garantiza que la comunidad cambie al estado original (Sánchez-Tapia 2009).

En resumen hacer una perturbación igual y opuesta en integridad no garantiza de ninguna manera volver al estado original, porque la comunidad se encuentra en un estado de mayor estabilidad, dado que se rompieron los umbrales de resiliencia del ecosistema que era lo que permitía que se recuperara sólo.

Un mecanismo que explica esta propiedad de la histéresis tiene que ver con los ciclos de retroalimentación positivos entre el nuevo estado estable y los nuevos parámetros abióticos, que mantienen al ecosistema en el estado degradado. En el caso de las invasiones, las nuevas condiciones bióticas pueden generar cambios abióticos, pero igualmente puede darse el caso de que los cambios abióticos lleven a que una comunidad sea invadida. Es decir, que no siempre la especie es la causa de la invasión. Entonces las interacciones entre los factores bióticos y abióticos, reforzándose mutuamente pueden mantener el estado degradado.

Surge la pregunta de si el retamo espinoso establece ciclos de retroalimentación positiva en los ecosistemas que invade y cómo la relación entre las diferentes formas de control de retamo y los ciclos de retroalimentación positivos aumentan la invasión que podríamos llamar un estado estable degradado (es decir, una sucesión cíclica).

Para responder esta pregunta se necesita conocer los rasgos de historia de vida del retamo espinoso y relacionarlos con sus diferentes formas de control y las características generales de los ecosistemas que invade. En términos generales se conoce que el retamo espinoso es una especie que desde muy temprano en su ciclo de vida florece y fructifica, y es capaz de formar bancos de semillas persistentes en el suelo además de tener la capacidad de rebrotar (Rees y Hill 2001). No obstante, tanto semillas como rebrotes, tienen la capacidad de prosperar cuando hay claros naturales, dado por la muerte de los arbustos de retamo y la apertura del dosel (Lee *et al.* 1986).

El corte es una acción de manejo frecuente entre los campesinos (León y Vargas 2009a, Cano 2010 en este volumen, León 2010 en este volumen); no obstante de acuerdo al análisis de los rasgos de historia de vida de la especie se observa que los nuevos claros en parches naturales de retamo promueven el rebrote y la germinación (Lee *et al.* 1986). Este es un ejemplo de ciclo de retroalimentación positiva que genera la re-infestación, el problema es que cuando la especie se corta, se acelera su ciclo de vida ya que rebrota y estos rebrotes florecen en pocos meses (Rees y Hill 2001).

Otra estrategia de manejo es la quema, en este caso el fuego provee efectos adicionales ya que las altas temperaturas causan la muerte de las semillas nativas que están el suelo, por otro lado, eliminan plantas nativas que podrían competir con el retamo. Si bien algunas semillas de retamo mueren, otra proporción de semillas germina, generando una expresión masiva de plántulas, lo que renueva la población (Ríos 2001). Esta forma de control sólo va a promover un aumento en la invasión si no se hacen otras actividades que detengan esta expresión de la germinación de plántulas y renuevos de rebrotes.

Por otro lado, las estrategias que promuevan la competencia de especies nativas con el retamo son una alternativa viable, ya que está demostrado que hay una baja efectividad del retamo bajo sombra (Díaz-Espinosa & Vargas 2009, León & Vargas 2009b, y Ríos 2005). Pero en este caso se requeriría además agotar su banco de semillas y mantener el ecosistema lejos de disturbios que destapen éste.

En resumen la plantación de especies nativas competidoras es una estrategia que no refuerza los ciclos de retroalimentación positiva. La desventaja es que si no se agota el banco de semillas, permanece el riesgo de que ocurra un disturbio que lo destape, por lo que los esfuerzos de agotamiento del banco de semillas y el control no deben ser interrumpidos y en ese caso se debe tener la claridad que los recursos en tiempo y dinero que se van a invertir para estas acciones son significativos y por tanto se deben priorizar las áreas.

Es por eso, que si se va a manejar un área, sólo removiendo la biomasa de retamo, sin reemplazar la vegetación con especies nativas que le compitan, se corre un riesgo muy alto de rejuvenecer la población, en ese sentido a cambio de disturbar el área sería mejor invertir los recursos en tomar acciones de prevención y contención de la invasión.

Por último, la invasión es un síntoma de la degradación de un ecosistema, por eso es importante reflexionar sobre cuál es la causa inicial de la invasión (Sánchez-Tapia y Vargas 2007, Sánchez-Tapia 2009). Para el caso de retamo la potrerización del bosque andino, el reemplazo por sistemas forestales exóticos sin manejo, la explotación minera a cielo abierto y los incendios forestales, y sus consecuencias asociadas abren nuevas vías de invasión para esta especie heliófila, por lo que tiene que evitarse este tipo de procesos, es por ello que en la estrategia integral de manejo deberían restaurarse potreros abandonados y demás áreas abiertas, y hacer acciones preventivas que son igualmente necesarias que las acciones de manejo y control.

CONCLUSIONES

Se encontró una tendencia a que en las zonas más secas de Bta. las poblaciones de retamo liso y retamo espinoso produzcan más semillas.

La alta heterogeneidad en el comportamiento reproductivo de los individuos al interior de los matorrales, independientemente de las condiciones ambientales, garantiza la presencia de semillas a lo largo de todo el año.

La sombra artificial y natural afecta negativamente la densidad de plántulas de retamo, al igual que el desempeño de las que germinan.

Especies como *L. bogotensis*, *L. mirabilis*, *B. latifolia*, *L. salviifolia* y *V. crasiramea* pueden usarse para la formación de doseles en áreas despejadas de parches de retamo, ya que su rápido crecimiento favorece la formación de sombra. No obstante, debe tenerse en cuenta que las dos primeras son de ciclo corto y que *V. crasiramea* es muy susceptible a heladas.

Dentro del proceso de invasión de una especie es importante considerar a los actores que comparten un mismo territorio y sus diferentes relaciones ya que esto puede convertirse en un factor que favorece el proceso de invasión.

Las nuevas aproximaciones teóricas de estados estables alternativos e histéresis deben tenerse en cuenta en el momento de tomar decisiones de manejo de una especie invasora, ya que las diferentes estrategias pueden reforzar los *feedbacks* positivos que perpetúan la invasión y los estados degradados. Para ello se recomienda tener claro los rasgos de historia de vida de las especies y a partir de ahí diseñar las estrategias de manejo.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a Felipe Ríos y Andrea Sánchez la lectura y sugerencias al manuscrito.

LITERATURA CITADA

- ALEXANDER J, D'ANTONIO CM. 2003. Seed bank dynamics of French broom in coastal California grasslands: effects of stand age and prescribed burning on control and restoration. *Restor Ecol* 11(2):185–197.
- BEISNER, B.E., D. HAYDON, K.L. CUDDINGTON. 2003. Alternative Stable States in Ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment* 1:376-382.
- BOSSARD, C. 2000. *Genista monspessulana* (L.) L. Johnson. In: Bossard, Carla C.; Randall, John M.; Hoshovsky, Marc C., eds. *Invasive plants of California's wildlands*. Berkeley, CA: University of California Press: 203-208. [53171].
- CABRERA, D Y O VARGAS 2009. Crecimiento diferencial de *Verbesina crasiramea* (Asteraceae) sobre suelos alterados en predios del embalse de chisacá (Localidad de Usme, Bogotá D.C.). En: Vargas, O., O.A León y A. M Díaz-Espinosa (Ed.).

2009. *Restauración Ecológica en zonas invadidas por Retamo espinoso y plantaciones forestales de especies exóticas*. Universidad Nacional de Colombia y Secretaría Distrital de Ambiente.

- CALDERÓN-SÁENZ, E. 2003. Plantas invasoras en Colombia, una visión preliminar. Programa de Biología de la Conservación, Línea de Especies Focales. Instituto Alexander von Humboldt. Bogotá. Documento electrónico disponible en: <http://www.humboldt.org.co/>.
- DÍAZ-ESPINOSA A.M Y O VARGAS. 2009. Efecto de la siembra de leguminosas herbáceas y arbustivas sobre el control en el establecimiento de la especie invasora *Ulex europaeus* L. (Fabaceae), en los alrededores de Chisacá (Localidad de Usme. Bogotá D.C.). En: Vargas, O., O.A León y A. M Díaz-Espinosa (Ed.). 2009. *Restauración Ecológica en zonas invadidas por Retamo espinoso y plantaciones forestales de especies exóticas*. Universidad Nacional de Colombia y Secretaría Distrital de Ambiente.
- FRANCO, L Y O VARGAS. 2009. Rasgos de *Verbesina crassiramea* Blake, de importancia en estrategias de control de especies invasoras en los alrededores del embalse de Chisacá. En: Vargas, O., O.A León y A. M Díaz-Espinosa (Ed.). 2009. *Restauración Ecológica en zonas invadidas por Retamo espinoso y plantaciones forestales de especies exóticas*. Universidad Nacional de Colombia y Secretaría Distrital de Ambiente.
- GISP (Programa Mundial sobre especies invasoras). 2005. Sudamérica invadida. Matthews, s. (ed).
- HOLM, L., DOLL, J., HOLM, E., PANCHO, J., & HERBERGER, J. 1997. *Ulex europaeus* L. World weeds: Natural Histories and Distribution pp. 880-887. John Wiley & Sons, Inc., Toronto-Canada (ISSG).
- IVENS, G. W. 1978. Some aspects of seed ecology of gorse (*Ulex europaeus*). Proceedings of the 31st New Zealand weed and pest control conference.
- LEE, W. G., ALLEN, R. B. & P. N. JOHNSON. 1986. Succession and dynamics of gorse (*Ulex europaeus* L.) communities in the Dunedin ecological District South Island, New Zealand. *New Zealand Journal of Botany* 24:279-292.
- LEGUME WEB 2005 (ILDIS) *Genista monspessulana*. URL: <http://www.ildis.org/LegumeWeb?version=10.01&LegumeWeb&tno=5732&genus=Genista&species=monspessulana>. F. actualización 20051101.
- LEÓN O Y J.O VARGAS. 2009a. Caracterización espacial y conocimiento social de la invasión de retamo espinoso (*Ulex europaeus*) en la vereda el Hato (Localidad de Usme) En: Vargas, O., O.A León y A. M Díaz-Espinosa (Ed.). 2009. *Restauración Ecológica en zonas invadidas por Retamo espinoso y plantaciones forestales de especies exóticas*. Universidad Nacional de Colombia y Secretaría Distrital de Ambiente.
- LEÓN O Y .O VARGAS. 2009b. Sombreado artificial y natural en el control y restauración ecológica de áreas invadidas por *Ulex europaeus* (retamo espinoso). En: Vargas, O., O.A León y A. M Díaz-Espinosa (Ed.). 2009. *Restauración Ecológica en zonas invadidas por Retamo espinoso y plantaciones forestales de especies exóticas*. Universidad Nacional de Colombia y Secretaría Distrital de Ambiente.
- LEÓN O, A.M DÍAZ-ESPINOSA Y L. CORZO. 2009. Selección y preparación del terreno para el proceso de restauración en una zona invadida por *Ulex europaeus* (retamo espinoso) y con plantaciones *Pinus patula* (pino) y *Cupressus lusitanica* (ciprés). En: Vargas, O., O.A León y A. M Díaz-Espinosa (Ed.). 2009. *Restauración Ecológica en zonas invadidas por Retamo espinoso y plantaciones forestales de especies exóticas*. Universidad Nacional de Colombia y Secretaría Distrital de Ambiente.
- MATTHEI O. 1995. Manual de malezas que crecen en Chile. Alfabeta Impresores, Santiago, Chile, 549 pp.
- MILLENER L. H. 1961. Day-length as related to Vegetative Development in *Ulex europaeus* L. I. The experimental approach. *New Phytologist*, Vol. 60, no. 3. (oct., 1961), pp. 339-354.
- PAUCHARD, A., GARCÍA R.A., PEÑA, E., GONZÁLEZ, C., CAVIERES, L.A. & BUSTAMANTE, R.O. 2008. Positive feedbacks between plant invasions and fire regimes: *Teline monspessulana* (L.) K. Koch (Fabaceae) in central Chile. *Biological Invasions* 10:547-553.
- PYŠEK, M. REJMÁNEK, M.G. BARBOUR, F.D. PANETTA & C.J. WEST. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distribution*: 6, 93-107.

- REES, M. & HILL, R. L. 2001. Large-Scale disturbances, biological control and the dynamics of gorse populations. *Journal of applied Ecology* 38, pp. 364-377
- RÍOS A., H. F. 2005. Guía Técnica para la Restauración Ecológica de Áreas Afectadas por Especies Vegetales Invasoras en el Distrito Capital: Complejo invasor retamo espinoso (*Ulex europaeus* L) – retamo liso (*Teline monspessulana* (L) C. Koch.). Jardín Botánico José Celestino Mutis. Bogotá D. C. 155 Págs.
- RÍOS A., H. F. 2007. Producción de estructuras reproductivas de *Ulex europaeus* y *Teline monspessulana* en tres tipos de vegetación en el Cerro de Monserrate, Bogotá D. C., *Revista Pérez Arbelaezia* No. 17, 93 - 119.
- ROBLES-LÓPEZ, R, H.F RÍOS Y C. A. OSORIO. 2009. Determinación del rendimiento en el control de retamo espinoso (*Ulex europaeus*) mediante eliminación manual y manejo de residuos a través de quemas controladas. Resúmenes I Congreso colombiano de restauración ecológica y II Simposio nacional de experiencias en restauración ecológica, adaptándonos al cambio global. Bogotá del 27 al 31 de julio p. 58.
- SÁNCHEZ-TAPIA 2009. Ciclos de Retroalimentación positiva en la Invasión de retamo espinoso (*Ulex europaeus*) en los Andes Colombianos. Resúmenes I Congreso colombiano de restauración ecológica y II Simposio nacional de experiencias en restauración ecológica, adaptándonos al cambio global. Bogotá del 27 al 31 de julio p. 59.
- SÁNCHEZ-TAPIA A y O. VARGAS. 2007. Efecto del sombreado artificial sobre el retamo espinoso (*Ulex europaeus* L.) en el embalse de Chisacá. Localidad de Usme, Bogotá D.C. pp 368-382. En: Estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores del Embalse de Chisacá (Localidad de Usme, Bogotá D.C.). Universidad Nacional de Colombia, Acueducto de Bogotá, Jardín Botánico y Secretaría Distrital de Ambiente. Vargas, O y Grupo de Restauración Ecológica editores. 516p.
- SKIPPER, E.G. 1922. The ecology of the gorse with special reference to the growth forms on hillhead common. *Journal of Ecology*(10): 24-52.
- SUDING, K.N., K.L. GROSS, AND G. HOUSEMAN. 2004. Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology. *Trends in Ecology and Evolution* 19: 46-53.
- TAIZ, L. & ZEIGER, E. 1998. *Plant Physiology*. Sinauer Associates inc., Publishers. Massachusetts. 705pp.
- VARGAS, O (Ed.) 2007. Restauración ecológica del bosque altoandino: Estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores del embalse de Chisacá (Localidad de Usme, Bogotá D.C). Universidad Nacional de Colombia, Acueducto de Bogotá, Jardín Botánico y Secretaría Distrital de Ambiente.
- VARGAS J. O 2007. Guía metodológica para la restauración ecológica de áreas invadidas por el retamo espinoso. en: Guía Metodológica para la restauración ecológica del bosque Altoandino. Universidad Nacional de Colombia, Acueducto de Bogotá, Jardín Botánico y Secretaría Distrital de Ambiente. Vargas, O y Grupo de Restauración Ecológica (Ed).
- VARGAS, O., O.A LEÓN Y A. M DÍAZ-ESPINOSA (Ed.). 2009. Restauración Ecológica en zonas invadidas por Retamo espinoso y plantaciones forestales de especies exóticas. Universidad Nacional de Colombia y Secretaría Distrital de Ambiente.
- VILÁ M, CASTRO M, GARCÍA-BERTHOUS. 2008. ¿Qué son las invasiones biológicas? En: Vilá M, Valladares, F, Traveset A, Santamaría L, Castro P (Editores) *Invasiones Biológicas*. CSIC, Madrid, España. Disponible en <http://digital.csic.es/handle/10261/5272> RICHARDSON, D.M., P.
- WILLIAMSON, M. 2000. The Ecology of Invasions. pp 56-66. In Preston G., Brown, A.G., E. van Wyk (eds.) *Best Management Practices for Preventing and Controlling Invasive Alien Species*. Symposium Proceedings, Cape Town, South Africa: Working for Water Programme. ISBN 0-620-26172-2.



SIMPOSIO SELECCIÓN DE ESPECIES PARA LA RESTAURACIÓN

16. ATRIBUTOS VITALES DE ESPECIES DE BORDE EN FRAGMENTOS DE BOSQUE ALTOANDINO (RESERVA FORESTAL MUNICIPAL DE COGUA, COLOMBIA)

Alba Lucía Montenegro¹ y Orlando Vargas Ríos²
Departamento de Biología,
Universidad Nacional de Colombia
Bogotá, Colombia
¹montenegro.alba@gmail.com, ²jovargasr@unal.edu.co

RESUMEN

Se muestreó la vegetación leñosa a lo largo de un gradiente matriz – borde - interior en dos parches de bosque altoandino, con tres tipos de borde: borde de chusque, paramizado y antiguo en un estado sucesional más avanzado. Se denominaron especies típicas de borde, aquellas con la mayor abundancia, capaces de colonizar la matriz adyacente y presentes en ambos parches. El conjunto de especies de borde estuvo conformado por nueve especies, a las cuales se les evaluaron 20 atributos vitales: rasgos del individuo, reproductivos y de la hoja, generando seis grupos mediante un Análisis de Correspondencia: 1) *Weinmannia balbisiana*-*W. tomentosa*, 2) *Gaiadendron punctatum*-*Hedyosmum bonplandianum*, 3) *Miconia ligustrina*-*M. squamulosa*, 4) *Macleania rupestris*, 5) *Pentacalia pulchella* y 6) *Tibouchina grossa*. La amplia variación y plasticidad de los atributos analizados, evidencia que los conjuntos obtenidos no obedecen a grupos funcionales claramente diferenciados, sino más bien a estrategias diferentes, al parecer de un único grupo funcional de gran plasticidad. *T. grossa* es la especie de borde más exitosa en la Reserva Forestal Municipal de Cagua (RFMC), con altos valores de abundancia, tolerancia fisiológica, reproducción vegetativa, producción de hojarasca y producción de semillas: pequeñas numerosas, formadoras de Bancos de Semillas Persistentes (BSP), reflejando su alta fecundidad.

Palabras clave: atributos vitales, bordes de bosque, disturbio, grupos funcionales, restauración ecológica, *Tibouchina grossa*.

INTRODUCCIÓN

El presente trabajo hace parte de un conjunto de investigaciones realizadas en la RFMC, para reunir información ecológica, realizar experimentos y definir estrategias de restauración del bosque altoandino. En la RFMC se encuentran fragmentos de bosque, con diferentes tipos de borde, siendo los más comunes, los bordes de chusque, los antiguos y los paramizados, cuya historia de disturbio, estructura de la vegetación y condiciones microambientales, entre otros aspectos, es diferente (Montenegro y Vargas 2008).

Actualmente, uno de los problemas para la restauración de los bosques fragmentados radica en las limitaciones que enfrentan las especies del bosque en las zonas de borde, deteniendo muchas veces la colonización de la matriz circundante, debido a los efectos de borde y entre ellos, a las condiciones ambientales drásticas que excluyen a muchas especies del bosque (Murcia 1995, Williams-Linera 1990, Williams-Linera *et al.* 1998, Davies-Colley *et al.* 2000) y favorecen en algunos casos a especies que poseen tolerancia a estos hábitats, como sucede en el borde de chusque (*Chusquea* spp.) y en el paramizado (especies colonizadoras de páramo). En los parches estudiados se encuentran algunas especies de bosque habitando en los bordes y en cierta medida también en la matriz; estas “especies de borde” podrían ser elementos importantes en la restauración, dada su tolerancia a ambos ambientes como se reporta en otros ecosistemas, donde especies similares promueven la expansión del bosque y contribuyen a regular las condiciones ambientales para las especies sucesionales tardías (Bannerman 1998). El presente estudio, pretende detectar las especies más exitosas en cada tipo de borde y responder los siguientes interrogantes: ¿Las especies de borde se encuentran en los tres tipos de borde simultáneamente o son más exitosas en un tipo de borde en particular?, ¿Qué atributos vitales poseen?, ¿Sus atributos vitales están relacionados con su habilidad para colonizar con mayor éxito un tipo de borde en particular? y ¿Pueden detectarse grupos funcionales asociados a los tipos de borde?

MATERIALES Y MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDIO

La RFMC tiene una superficie de 500 Ha, se ubica a los 5° 4' 35" N y 74° 00' 00" W, presenta un rango altitudinal entre los 2970 y 3650 m, una temperatura media anual de 10.5°C, un régimen de lluvias bimodal y un promedio anual de precipitación de 1046 mm. Se creó en 1992 mediante la compra de predios, con el fin de proteger los remanentes de bosque y los nacimientos de las quebradas que abastecen al municipio (Zambrano 1995). En la Reserva pueden encontrarse parches de bosque en diferente estado de regeneración dependiendo del régimen de disturbio derivado del uso agropecuario y del tiempo de abandono transcurrido desde su vinculación a la misma. Los parches con bordes antiguos llevan mayor tiempo (14 años) y la regeneración se encuentra en un estado más avanzado, mientras los parches con bordes paramizados o de chusque presentan tiempos entre seis y nueve años (Díaz 2004) y estados de regeneración menos avanzados.

En los bordes de Chusquea (*Chusquea scandens*) la dominancia de esta especie es muy marcada y se reduce gradualmente hacia el interior, abarcando entre 8 y 12 m; este borde como el antiguo posee una estructura donde los árboles alcanzan 10 m de altura en el borde y 15 m en el interior del bosque, su vegetación posee la capacidad de autorregular las condiciones microambientales, siendo el borde de chusque más cálido y húmedo que el borde antiguo. Por su parte, los bordes paramizados, que se ubican generalmente cerca a la cima de las montañas están más expuestos a los factores ambientales, principalmente a la acción del viento, ese tipo tiende a ser el más frío y seco de los tres; el porte de los árboles es menor al de las otras clases de borde alcanzando 8 m de altura en el borde y 10 m en el interior del bosque; carece de los árboles más altos, presentes en los otros tipos de borde y debido a esto la vegetación es incapaz de amortiguar las condiciones ambientales drásticas de la matriz circundante (Montenegro y Vargas 2008).

Selección de parches y bordes: Dada la amplia variedad de estados sucesionales de la vegetación y por consiguiente también de tipos de borde, se decidió considerar sólo aquellos parches de bosque que reunieran los siguientes criterios: a) tamaño superior a 5000 m² (0.5 ha), esta área mínima resultó ser suficiente para generar un microclima interior, b) estructura con más de dos estratos y con árboles de más de 7 m de altura cuyas copas conforman un dosel. Los parches con estas características presentaron únicamente los tres tipos de borde estudiados (véase Montenegro y Vargas 2008).

Vegetación de los tipos de borde: Considerando la escasez de los fragmentos de bosque con las características descritas, sólo fue posible escoger dos parches de bosque para cada tipo de borde. En cada parche de bosque, una vez localizado el borde de interés se realizaron dos transectos de 60 m perpendiculares al mismo, abarcando 2 m a lado y lado del transecto, separados entre sí por 10 a 15 m; dejando 20 m en la matriz y los otros 40 m en el bosque. La longitud de los transectos fue determinada por las condiciones topográficas de los parches seleccionados, dicha longitud fue suficiente para detectar el gradiente microambiental, de estructura y composición de la vegetación entre borde e interior del bosque. A lo largo de cada transecto se contabilizaron todos los individuos leñosos presentes registrando su altura y DAP. La zona de borde se estableció con base en la composición de especies y las condiciones microambientales (Montenegro y Vargas 2008).

Atributos vitales de las especies de borde: Se seleccionaron nueve especies de borde con los siguientes criterios: a) Presencia en la zona de borde, en algunos casos con tendencia a ser más abundantes en dicha zona; b) capacidad para colonizar la matriz adyacente en por lo menos un tipo de borde y c) presencia simultánea en los dos parches de bosque del tipo de borde donde se encontraron. Cabe resaltar que *Hedyosmum bonplandianum* no coloniza la matriz y su abundancia es baja, pero estuvo presente en todos los parches y bordes analizados por lo que se incluyó como especie importante. A las especies seleccionadas se les evaluaron 20 atributos vitales (Figura 1) considerando su facilidad de medición y su repetibilidad en otras comunidades.

- 1. Rasgos del individuo:** Estos atributos se evaluaron durante los levantamientos de vegetación para cada individuo registrado (Williams-Linera 1990, Williams-Linera *et al.* 1998, Cornelissen *et al.* 2003, Kolb & Diekmann 2005).
- 2. Rasgos de la hoja:** Se consideraron dos índices: a) Área foliar específica (AFE= área foliar / peso seco (Garnier *et al.* 2001, Reich *et al.* 2003). b) Contenido de materia seca foliar (CMSF= peso fresco x peso seco (Garnier *et al.* 2001, Li *et al.* 2005)). Se escogieron cinco individuos por especie, en cada uno se recolectaron 10 hojas desarrolladas para estimar los índices (Garnier *et al.* 2001) y se tomaron cinco ramas para contabilizar el número de hojas en 10 cm (Díaz *et al.* 1999b). Para la hojarasca se despejaron 16 parcelas de 1 m² por especie, subdivididas en 25 cuadritos, al cabo de 20 días se estimó la cobertura de ésta en dicha área (Palacios-Bianchi 2002).
- 3. Rasgos reproductivos:** Se tomaron entre 25 y 30 frutos por especie, se contaron y pesaron las semillas contenidas en ellos, evaluando paralelamente sus atributos morfológicos. El tipo de dispersión y de banco de semillas se establecieron con base en Jaimes y Rivera 1990, Acosta 2004, Montenegro y Vargas 2005.

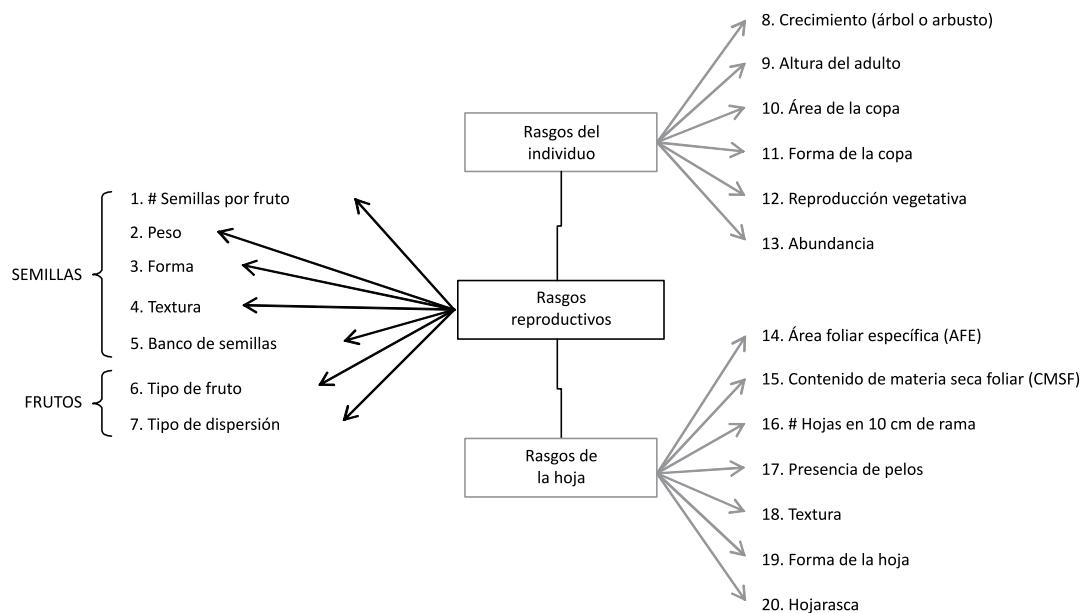


Figura 1. Atributos vitales evaluados para las nueve especies de borde seleccionadas.

Análisis de datos: Se realizó un Análisis de Correspondencia (AC) usando el programa PAST versión 1.40 (Hammer *et al.* 2001), basado en los 20 atributos vitales estudiados para las nueve especies con el fin de establecer la existencia de grupos obtenidos a partir de los atributos compartidos por las mismas, que pueden estar relacionados con los tipos de borde.

RESULTADOS

Especies de borde: se obtuvo un conjunto de nueve especies, el resumen de sus atributos se presenta en el Anexo 1. *Pentacalia pulchella* y *Tibouchina grossa* están presentes en todos los tipos de borde y matriz, siendo la segunda la especie más abundante (Anexo 1); la mayoría de las especies (cinco) tiene la capacidad de habitar simultáneamente en los tres tipos de borde, pero no colonizan todos los tipos de matriz: *Weimannia balbisiana*, *M. rupestris*, *M. ligustrina*, *M. squamulosa* y *H. bonplandianum*; solamente dos especies *G. punctatum* y *W. tomentosa* no habitan el borde de chusque ni su matriz. Comparando la abundancia de las especies, aquellas que prefieren el borde paramizado (*Miconia rupestris*, *Gaiadendrum punctatum*, *W. balbisiana* y *W. tomentosa*) también son capaces de tolerar su matriz, pero en general no habitan la matriz adyacente a los bordes antiguo o de chusque, si lo hacen su abundancia es muy baja, no supera 3 individuos/ha, al igual que su presencia en dichos bordes (máximo 10 individuos/ha), excepto por *G. punctatum* en el antiguo. En contraste, excluyendo a *T. grossa*, dada su alta abundancia en todos los bordes, las otras especies que prefieren el borde de chusque (*M. ligustrina*, *M. squamulosa*) reducen su densidad en más de un 70% en el borde paramizado y no colonizan su matriz. Por su parte, *H. bonplandianum* parece preferir el borde de chusque considerando que su densidad es baja y no supera los 9 individuos/ha. Adicionalmente, el borde antiguo cuyas condiciones microambientales son moderadas en comparación con los otros bordes, como es de esperar contiene a todas las especies a la vez, con una abundancia intermedia en relación con la exhibida en éstos.

Grupos de especies de borde: El Análisis de Correspondencia (AC) explica el 96% de la varianza con dos ejes (Figura 2); se obtienen seis grupos de especies, de los cuales dos parecen estar más relacionados con el borde paramizado (*G. punctatum* - *H. bonplandianum*, *M. rupestris*) siendo estas especies zoócoras las que presentan las semillas más grandes o pesadas de las analizadas. Un grupo parece estar más relacionado con los bordes de chusque y antiguo (*M. ligustrina* - *M. squamulosa*) que presentan alta reproducción vegetativa. Por su parte en las especies anemócoras los grupos conformados por *W. balbisiana* - *W. tomentosa* y *P. pulchella* se separan de *T. grossa*, al diferir radicalmente en su capacidad de reproducción vegetativa, siendo baja en las primeras, que prefieren los bordes paramizado y antiguo, mientras es alta en la última, que prefiere los bordes antiguo y de chusque. A su vez, los grupos *T. grossa* y *P. pulchella*, se ubican lejos de las demás especies, dados sus atributos particulares y su capacidad para habitar en todos los tipos de borde y matriz. Adicional a la obtención de grupos de especies de borde, debe

considerarse que la mayoría de los rasgos analizados presenta una amplia variación generando en algunos casos solapamiento entre los grupos de especies; es necesario buscar la existencia de relaciones entre los atributos evaluados, con base en las asociaciones reportadas en la literatura como parte de las estrategias de historia de vida de las especies, para establecer si los conjuntos obtenidos corresponden a grupos funcionales.

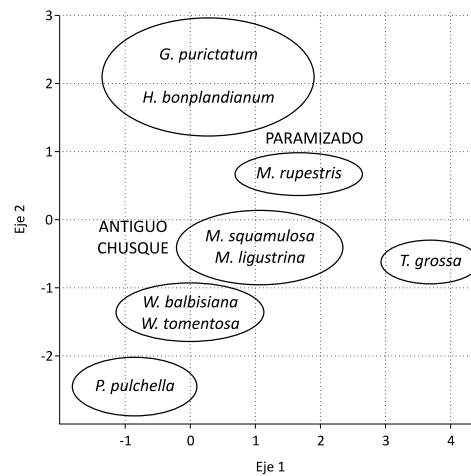


Figura 2. Análisis de Correspondencia para las especies de borde con base en los 20 atributos considerados.

Rasgos de la hoja: En la RFMC se presentan especies con: comparativamente bajo CMSF, menor a 0,1 y alta AFE, mayor a 100 (Anexo 1 y Figura 3a) como *G. punctatum* - *H. bonplandianum*, *W. balbiana* - *W. tomentosa*, *T. grossa*, *P. pulchella* y *M. ligustrina* que posee moderada AFE; todas tienen alta producción de hojarasca (Figura 3b) exceptuando a *G. punctatum*. Por su parte, *W. tomentosa*, *T. grossa*, *P. pulchella* y *M. ligustrina* tienen además alta densidad de hojas, entre 27 y 49 (Figura 3c), en contraste con *W. balbiana*, *G. punctatum* - *H. bonplandianum* que tienen entre 12 y 24 (Figura 3c). Por otro lado se encuentran las especies con alto CMSF (3,5 y 3,8) *M. squamulosa* con un valor intermedio en su AFE (90) y *M. rupestris* con una baja AFE (43) (Figura 3a), ambas especies poseen una alta producción de hojarasca (Figura 3b) y baja densidad de hojas, 12 en 10 cm de rama (Figura 3c).

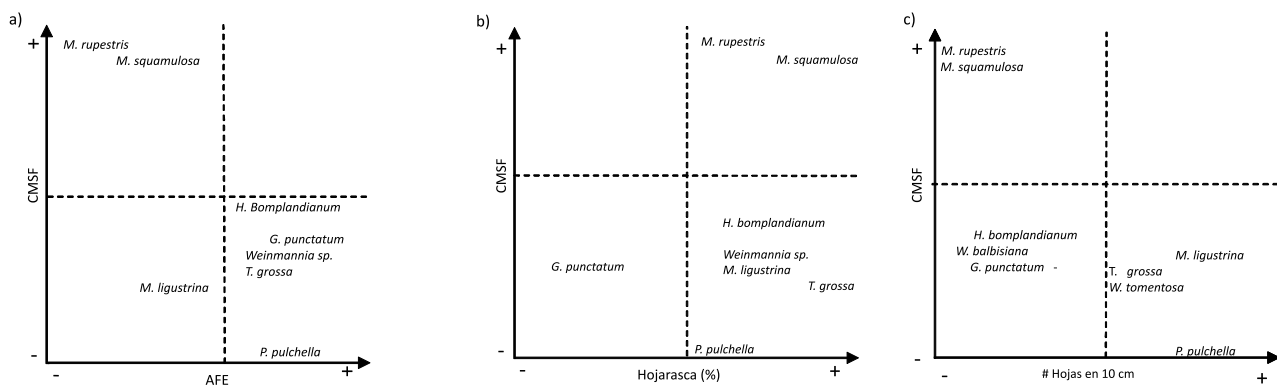


Figura 3. Relación del Contenido de materia seca foliar (CMSF) con: a) el área foliar específica (AFE), b) la producción de hojarasca y c) el número de hojas en 10 cm de rama.

Rasgos reproductivos: En la RFMC se identifican tres tendencias relacionando la reproducción vegetativa y el número de semillas por fruto (NSPF); en la primera se tiene una alta expansión vegetativa unida a un alto NSPF (600 en promedio) como sucede con *T. grossa* (Figura 4a). En la segunda, las especies exhibieron una moderada a alta propagación vegetativa y un moderado NSPF como *M. rupestris* (89), *M. ligustrina* (78) - *M. squamulosa* (142). La tercera corresponde a las especies que presentaron baja reproducción vegetativa y un bajo NSPF como *G. punctatum* (1) - *H. bonplandianum* (2), *W. tomentosa* - *W. balbiana* (5) y *P. pulchella* (32). Por último, tradicionalmente se reconoce una relación entre el peso de las semillas, el tipo de dispersión, la persistencia de las mismas y sus requerimientos de germinación (Thompson 1993). Así, las semillas grandes

y pesadas, usualmente son zoócoras, en las especies analizadas es el caso de *G. punctatum* (27 mg) - *H. bonplandianum* (7 mg) y *M. rupestris* (0.5 mg), que tienden a formar BST (Figura 4b). A su vez, las semillas pequeñas y ligeras suelen asociarse con la formación de BSP, que suele estar asociado con una alto NSPF y dispersión anemócora (Montenegro y Vargas 2005) como sucede en *T. grossa*, o BSPP con moderado a bajo NSPF como en *Miconia* sp., *P. pulchella* y *Weinmannia* sp. (Figura 4b). Si bien el peso de la semilla de *P. pulchella* parece alto (0.3 mg), buena parte del mismo corresponde a estructuras especializadas para la dispersión por el viento.

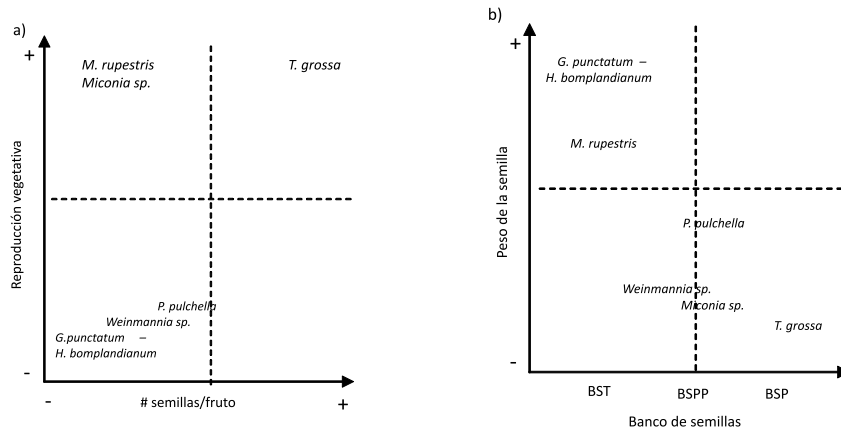


Figura 4. Relaciones entre: a) Reproducción vegetativa y número de semillas por fruto. b) Peso de la semilla y tipo de banco. BST: banco de semillas transitorio, BSPP: banco de semillas pseudopersistente, BSP: banco de semillas persistente.

DISCUSIÓN

El régimen de disturbio de la RFMC, unido a características topográficas generó hábitats de borde particulares con condiciones microambientales específicas (Montenegro y Vargas 2008). La obtención de seis grupos de especies asociados en forma variable con los tipos de borde, de acuerdo con su tolerancia ambiental reflejada en su abundancia y su configuración de rasgos típicos, revela un desempeño diferencial de las especies en cada tipo de borde. Sin embargo, dichos grupos cambian de composición dependiendo tanto de los atributos analizados como de los rangos de éstos; la alta variación presente incluso entre elementos de un mismo grupo en algunos casos, conduce a pensar que dichos conjuntos no obedecen a grupos funcionales claramente diferenciados, sino más bien a un solo grupo funcional de gran plasticidad con estrategias diferentes para mantenerse en los diferentes tipos de borde; estas estrategias estarían determinadas por los atributos reproductivos, considerando que son los más importantes al establecer el ambiente donde puede habitar una especie y determinan su historia de vida (Coomes y Grubb 2003).

La gran plasticidad de estas especies se relaciona con bosques poco disturbados, algunas tradicionalmente se reportan como especies de interior (*Weinmannia* sp., *H. bonplandianum*) mientras en las condiciones disturbadas de la RFMC, cambian su desempeño comportándose como especies de borde capaces de colonizar la matriz adyacente. Por otra parte, la asociación entre especies, atributos y tipos de borde no es contuyente ni exclusiva; como las especies habitan más de un borde a la vez, la preferencia de una especie por un borde revela una mayor ventaja de algunos rasgos en ese hábitat pero sin excluirla de otros. Lo anterior revela que pueden existir varias estrategias adecuadas para habitar un borde en particular y a su vez, que una misma estrategia puede funcionar en más de un borde simultáneamente como se reporta en otras circunstancias (Westoby *et al.* 2002, Rusch *et al.* 2003).

En el borde antiguo el proceso de regeneración natural está sucediendo de manera autónoma, luego no requiere intervención para su restauración (Montenegro y Vargas 2008), mientras en los bordes de chusque y paramizado se presenta la colonización por parte de especies ajenas al bosque, que junto con condiciones ambientales drásticas someten a las especies de borde a estrés por competencia y/o ambiental; es en estos bordes donde el desempeño diferencial de las especies puede determinar su grado de éxito en los mismos y por ende su potencial para la restauración. Por lo anterior, pueden detectarse diferentes estrategias en los grupos de especies exitosas en un borde determinado. Así en el borde de chusque los grupos más exitosos son el de las especies zoócoras *M. ligustrina* - *M. squamulosa* y el de la especie anemócora *T. grossa*; para estas especies la reproducción vegetativa moderada a alta es ventajosa en presencia del chusque, debido a que el principal inconveniente radica en la competencia por

luz, espacio y nutrientes, además de la alta mortalidad de las plántulas del bosque que podrían establecerse, debido a la gran cantidad de hojarasca producida por *C. scandens* (Trujillo 2004); ambos grupos de melastomataceas además cuentan con la formación de un BSPP o BSP, rasgo importante para lograr la masiva proliferación periódica de juveniles cuando ocurre la muerte del chusque en su borde. Si se controla el chusque, las especies mencionadas podrían contribuir a la expansión del bosque, colonizando la matriz adyacente y generando condiciones ambientales más benignas tanto para otras especies de borde como *W. balbisiana* y *H. bonplandianum* que solas no toleran esta matriz, como para las especies sensibles del bosque maduro, como ocurre en el borde antiguo.

Por su parte *G. punctatum* y *H. bonplandianum*, especies zoócoras, prefieren los bordes paramizado y antiguo, la segunda además habita en el borde de chusque; ellas poseen una baja reproducción vegetativa en contraste con los grupos de especies más exitosas en el borde de chusque, pero en forma semejante al grupo formado por *M. rupestris* que prefiere el borde paramizado, poseen semillas pesadas y forman BST, cabe destacar que las únicas plántulas halladas en campo pertenecen a *H. bonplandianum* y *M. rupestris*, confirmando el valor de poseer una semilla relativamente grande o pesada para favorecer el establecimiento, incluso en situaciones de estrés ambiental (Ozinga *et al.* 2004) como ocurre en el borde paramizado.

M. rupestris es particular, esta especie es exitosa en el borde y la matriz paramizada, a diferencia de las otras que exhiben esta tendencia, también es capaz de colonizar el borde y la matriz de chusque, aunque en bajo número, evidenciando su alta plasticidad en los requerimientos lumínicos y en la tolerancia ambiental; estos aspectos contrastan principalmente con el grupo de *Miconia*, que requieren condiciones ambientales relativamente estables prefiriendo los bordes de chusque y antiguo. Sin embargo, un aspecto crucial en estas especies es su reproducción vegetativa media a alta, confiriéndoles una ventaja en la regeneración posterior a un disturbio y en la adquisición de espacio (McIntyre *et al.* 1999) lo cual se observa en la tendencia de las *Miconia* a colonizar el borde de chusque cuando éste muere y de *M. rupestris* a colonizar los claros en el bosque. Por otra parte, las hojas de esta especie poseen un alto CMSF (3.8) comparable en este estudio solamente con el de *M. squamulosa* (3.5), este atributo se asocia con una alta inversión de recursos para su defensa o protección contra las heladas (Garnier *et al.* 2001, Reich *et al.* 2003, Li *et al.* 2005) aspecto clave para *M. rupestris* en el borde paramizado.

Por otro lado, en la RFMC los tres grupos de especies anemócoras investigados (*T. grossa*, *P. pulchella*, *W. tomentosa* - *W. balbisiana*) son exitosos en el borde paramizado, poseen semillas pequeñas, que en el grupo de *Weinmannia* tienen la testa cubierta de pelos para la dispersión; estas características resultan ventajosas en el borde paramizado pues facilitan la adhesión y el establecimiento en micrositios adecuados como las grietas y el musgo de los troncos caídos (Lusk y Kelly 2003), los cuales son más comunes en este tipo de borde. Además los tres grupos forman BSPP o BSP que pueden activarse fácilmente bajo los claros del dosel generados por la muerte y caída de los árboles más grandes, fenómeno característico en este borde. En cuanto a sus hojas tienen alta AFE y bajo CMSF, condiciones asociadas con una alta producción de biomasa, relativamente alta velocidad de crecimiento y de recambio de tejidos (Garnier *et al.* 2001, Reich *et al.* 2003, Li *et al.* 2005), dependiendo de su forma de crecimiento (arbusto o árbol). Adicionalmente, la forma de la hoja es un atributo primordial para estas especies en contraste con los demás grupos, pues su mayor presencia en la matriz, especialmente en la paramizada que exhibe el ambiente más drástico, puede relacionarse con el menor tamaño de sus hojas, la forma compuesta y/o la presencia de pelos, rasgos que confieren mayor protección contra los extremos de temperatura y las heladas (Gutschick 1999, Roy *et al.* 1999) al estar asociados con una mayor resistencia de las plantas a un ambiente adverso (Kappelle & Leal 1996).

Estos grupos de especies anemócoras junto con *M. rupestris* y *G. punctatum*, aunque difieren en sus atributos y estrategias, son importantes en la restauración del borde y la matriz paramizada, los cuales requieren la mayor intervención debido a sus condiciones ambientales más adversas en contraste con los demás tipos investigados. Al parecer, la presencia de arbustos y árboles en la matriz paramizada contribuye a reducir el efecto de borde al interior del bosque amortiguando las condiciones microambientales de temperatura, humedad y viento, entre otras (Montenegro y Vargas 2008); luego la presencia de estas especies facilitaría el establecimiento de otras del borde con poca tolerancia a situaciones extremas como el grupo de *M. ligustrina* - *M. squamulosa* y también *H. bonplandianum*. Adicionalmente, dicha regulación ambiental reduciría la mortalidad y caída de los árboles más altos, ausentes en este tipo de borde y principales responsables de la mitigación microclimática en el sotobosque, como se reporta en otros bosques (Chen *et al.* 1999); esto permitiría a futuro el establecimiento de las especies sensibles de mayor porte típicas del bosque maduro, que se encuentran en otros sectores del mismo parche, como *Oreopanax bogotensis* y *Schefflera* sp.

En cuanto a los demás atributos investigados, los tres grupos de especies anemócoras difieren entre sí en su reproducción vegetativa, que es baja excepto para *T. grossa* cuyo alto valor de este atributo es clave en su éxito en el borde de chusque; también difieren en el NSPF y seguramente en sus niveles de tolerancia fisiológica. *P. pulchella* comparte con el grupo de las *Weinmannia* la baja reproducción vegetativa y el carácter pseudopersistente de sus semillas. Dada la capacidad de los grupos formados por

P. pulchella y *T. grossa* para colonizar todos los tipos de matriz y borde, se pone en manifiesto su alta tolerancia fisiológica a las condiciones ambientales adversas, destacando que en la RFMC la última es la especie más exitosa y abundante en los tres tipos de borde, debido a su combinación de rasgos particular que incluye el NSPF más alto de las especies estudiadas, cuya forma compacta y tamaño pequeño contribuyen a la formación de un BSP, unidos a una alta reproducción vegetativa y rasgos de la hoja como la pubescencia y el tamaño pequeño que le confieren resistencia ante las condiciones extremas fluctuantes, especialmente en el caso de la temperatura, las sequías y la protección contra el ataque de herbívoros como reportan Gutshick (1999) y Roy *et al.* (1999) en otras especies; su alta plasticidad le permite ser la especie más abundante en todos los bordes y matrices investigados, lo que la convierte en el elemento más importante en la regeneración del bosque y en su expansión hacia la matriz.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue realizado gracias a la financiación de COLCIENCIAS, el apoyo de la alcaldía y la UMATA del municipio de Cogua, así como del personal de guardabosques y el Grupo de Restauración Ecológica de la Universidad Nacional de Colombia.

LITERATURA CITADA

- Acosta, M. S. 2004. Efecto de borde sobre el banco de semillas germinable en un fragmento de bosque alto andino (Reserva forestal municipal de Cogua, Cundinamarca). Trabajo de grado, Departamento de Biología, Universidad Nacional, Bogotá, Colombia. 89 p.
- Bannerman, S. 1998. Biodiversity and interior habitats: The need to minimize edge effects. Extension note 21. p. 1-8. *In*: Biodiversity management concepts in Landscape Ecology. Ministry of forest Research program, British Columbia, Canadá.
- Chen, J. S. Saunders, T. Crow, R. Naiman, K. Brososke, G. Mroz, B. Y Brookshire & J. Franklin, 1999. Microclimate in forest ecosystem and landscape ecology. Variations in local climate can be used to monitor and compare the effects of different management regimes. *BioScience* 49: 288-297.
- Coomes D. & P. J. Grubb. 2003. Colonization, tolerance, competition and seed-size variation within functional groups. *TREE* 18: 283-291.
- Cornelissen, J., S. Lavorel, E. Garnier, S. Diaz, N. Buchmann, D. Gurvich, P. Reich, H. ter Steege, H. Morgan, M. van der Heijden, J. Pausas & H. Poorter. 2003. A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Aust. J. Bot.* 51: 335-380.
- Davies-Colley, D., G. Payne & M. Elswijk. 2000. Microclimate gradients across a forest edge. *New Zealand. J. Ecol.* 24: 111-121.
- Díaz, M. C., M. Zunzunegui, R. Tirado, F. Ain-Lhout & F. García-Novo. 1999a. Plant functional types and ecosystem function in Mediterranean shrubland. *J. Veg. Sci.* 10: 709-716.
- Díaz, R. 2004. Variación espacio-temporal de la lluvia de semillas en pastizales abandonados de alta montaña. Trabajo de grado, Departamento de Biología, Universidad Nacional, Bogotá, Colombia. 165 p.
- Díaz, S., M. Cabido, M. Zak, E. Martínez & J. Aranibar. 1999b. Plant functional traits, ecosystem structure and land-use history along a climatic gradient in central-western Argentina. *J. Veg. Sci.* 10: 651-660
- Díaz, S. & M. Cabido. 2001. Vive la difference: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Tree* 16: 646-655.
- Garnier, E., G. Laurent, A. Bellmann, S. Debain, P. Berthelie, B. Ducout, C. Roumet & M. Navas. 2001. Consistency of species ranking based on functional leaf traits. *New Phytol.* 152: 69-83.
- Gutschick, V. P. 1999. Research reviews biotic and abiotic consequences of differences in leaf structure. *New Phytol.* 143: 3-18.
- Hammer Ø., D. A. T. Harper & P.D. Ryan, 2001. PAST: Palaeontological Statistics software package for education and data analysis. *Paleontología electrónica* 4: 9 p. PAST version 1.40 Øyvind Hammer y D.A.T. Harper (enero 2006).
- Jaimes, V. & D. Rivera. 1990. Banco de semillas y tendencias en la regeneración natural de un bosque altoandino en la región de Monserrate, Colombia. Trabajo de grado, Departamento de Biología, Universidad Nacional, Bogotá, Colombia. 54 p.

- Kappelle, M. & M. Leal. 1996. Changes in leaf morphology and foliar nutrient status along a successional gradient in a Costa Rican upper montane *Quercus* forest. *Biotropica* 28: 331-344.
- Kolb, A. & M. Diekmann. 2005. Effects of life-history traits on responses of plant species to forest fragmentation. *Conserv. Biol.* 19: 929-938.
- Li, Y., D. A. Johnson, Y. Su, J. Cui & t. Zhang. 2005. Specific leaf area and leaf dry matter content of plants growing in sand dunes. *Bot. Bull. Acad. Sin.* 46: 127-134.
- Lusk, C. & C. Kelly. 2003. Interspecific variation in seed size and safe sites in a temperate rain forest. *New Phytol.* 158: 535-541.
- Mcintyre, S., S. Lavorel, J. Landsberg & T. D. Forbes. 1999. Disturbance response in vegetation-towards a global perspective on functional traits. *J. Veg. Sci.* 10: 621-630.
- Montenegro, A. L. y O. Vargas. 2005. Estrategias de regeneración del banco de semillas en una comunidad de bosque alto andino secundario, p. 227-246. *In:* M. A. Bonilla (ed). Estrategias adaptativas de plantas del páramo y del bosque altoandino en la cordillera oriental de Colombia. Universidad Nacional, UNIBIBLOS, Bogotá, Colombia.
- Montenegro, A. L. y O. Vargas. 2008. Caracterización de bordes de bosque altoandino e implicaciones para la restauración ecológica en la Reserva Forestal de Cogua (Colombia). *Rev. Biol. Trop.* 56 (3): 1543-1556.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forest: implications for conservation. *Tree* 10: 58-62.
- Ozinga, W., R. Bekker, J. Schaminée & J. Van Groenendaal. 2004. Dispersal potencial in plant communities depends on environmental conditions. *J. Ecol.* 92: 767-777.
- Palacios-Bianchi, P. 2002. Producción y descomposición de hojarasca en un bosque Maulino fragmentado. Seminario de título, Biología ambiental. Universidad de Chile, Santiago, Chile. 19 p.
- Ramos, C. 2002. Estrategias regenerativas de *Clusia multiflora*, *Drimys granadensis* y *Weinmannia tomentosa* en el bosque alto andino. Trabajo de grado, Departamento de Biología, Universidad Nacional, Bogotá, Colombia. 120 p.
- Reich, P. B., I. Wright, J. Cavender-Bares, J. Craine, J. Oleksyn, M. Westoby & M. Walters. 2003. The evolution of plant functional variation: traits, spectra and strategies. *J. Plant Sci.* 164 (suppl.): S143-S164.
- Roy, B. A., M. Stanton & S. Eppley. 1999. Effects of environmental stress in leaf hair density and consequences for selection. *J. Evol. Biol.* 12: 1089-1113.
- Rusch, G. M., J. Pausas & J. Leps. 2003. Plant functional types in relation to disturbance and land use: introduction. *J. Veg. Sci.* 14: 307-310.
- Thompson, K. 1993. Seeds persistence in soil. P: 199-202. *In* G. Hendry y J. P. Grime (eds). *Methods in comparative plant ecology, a laboratory manual.* Chapman & Hall, Nueva York, EUA.
- Trujillo, L. 2004. Caracterización de bordes con *Chusquea scandens* y evaluación de la regeneración luego de disturbios experimentales. Trabajo de grado, Departamento de Biología, Universidad Nacional, Bogotá, Colombia. 125 p.
- Westoby, M., D. Falster, A. Moles, P. Vesk & I. Wright. 2002. Plant ecological strategies: some leading dimensions of variation between species. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 33: 125-159.
- Williams-Linera, G. 1990. Vegetation structure and environmental conditions of forest edges in Panama. *J. Ecol.* 78: 356-373.
- Williams-Linera, G., V. Dominguez-Gastelú & M. García-Zurita. 1998. Micro environment and floristics of different edges in a fragmented tropical rainforest. *Conserv. Biol.* 12: 1091-1102.
- Zambrano, M. A. 1995. Plan de manejo del área de Reserva Forestal Protectora de los nacimientos de quebradas Honda y Calderitas en el municipio de Cogua. Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca (CAR). Subdirección de operaciones de áreas protegidas. Bogotá, Colombia. 327 p.

ANEXO I
Resumen de rasgos por grupo de especies

Especies	Abundancia (%)			Rasgos de la hoja						
	Antiguo abundancia	Chusque abundancia	Paramizado abundancia	*AFE	*CMSF	*hojas en 10 cm	Textura	Pubescencia	Forma	Hojasca *(%)
<i>Weinmannia balbisiiana</i>	4.0	1.0	5.0	84.1 (30.4) a	0.01(0.006) a	14 (4.0) a	Coriácea	Pubescente	Elíptica o compuesta	65 (23.7) a
<i>Weinmannia tomentosa</i>	2.0	-	2.0	132.9 (27.7) a	0.07(0.01) a	27 (2.0) a	Coriácea	Pubescente	Elíptica o compuesta	69 (18.7) a
<i>Gaiadendron punctatum</i>	17.7	-	21.8	115.1 (27.0) a	0.054 (0.03) a	24 (4.3) a	Coriácea	Glabra	Obovada u oblonga	23 (7.7) a
<i>Hechosnum bomplandianum</i>	1.0	2.0	1.4	119.7 (34.5) a	0.17 (0.06) a	24 (4.3) a	Coriácea	Glabra	Obovada u oblonga	65 (23.0) a
<i>Macleania rupestris</i>	2.0	2.0	18.0	43.2 (38.1) a	0.04 (0.03) a	12 (2.8) a	Cartácea o coriácea	Glabra o semipubescente	Elíptica	56.2 (15.3) a
<i>Miconia ligustrina</i>	5.7	14.3	0.7	90.5 (15) a	3.8 (2.8) a	49 (21.9) a	Coriácea	Glabra	Elíptica	83.7 (12.6) a
<i>Miconia squamulosa</i>	11.3	4.0	2.1	90.5 (15) a	3.8 (2.8) a	49 (21.9) a	Coriácea	Glabra	Elíptica	83.7 (12.6) a
<i>Pentacalia pulchella</i>	6.0	2.0	3.0	101.3 (150) a	0.002 (0.001) a	47 (14) a	Coriácea	Glabra	Linear	46 (20) a
<i>Tibouchina grossa</i>	35.4	24.0	14.0	107.6 (55.9) a	0.04 (0.01) a	26 (6.9) a	Membranosa	Pubescente	Cordada	84.3 (13) a

Especies	Rasgos del individuo					Rasgos reproductivos						
	Altura *(m)	Cobertura *(m ²)	Forma crecimiento	Arquitectura copa	Reproducción vegetativa	# sem/fruto	Peso *(mg)	Morfología	Textura	Fruto	Dispersión	Banco de semillas
<i>W. balbisiiana</i>	7.8 (3.34) a	23.1 (14.1) a	Árbol	Aparasolada	Baja	5 (1.3) a	0.060 (2.7x10 ⁻⁶) a	Reniforme	Con Pelos	Cápsula	Anemocoria	BSP
<i>W. tomentosa</i>	8.4 (3.57) a	23.7 (15.8) a	Árbol	Ovalada	Baja	2 (0.3) a	0.067 (2.6x10 ⁻⁵) a	Esférica o triangular	Reticulada	Drupa	Zoocoria	BST
<i>G. punctatum</i>	5.7 (1.9) a	6.2 (5.1) a	Árbol	Ovalada	Baja	1(0.0) a	7.5 (0.01) a	Ovalada	Lisa	Baya	Zoocoria	BST o BSP
<i>H. bomplandianum</i>	6.4 (2.1) a	12.5 (6.6) a	Árbol	Ovalada	moderada a	2 (0.3) a	27 (0.005) a	Ovalada	Lisa	Baya	Zoocoria	BST o BSP
<i>M. rupestris</i>	2.7 (0.7) a	4.3 (4.5) a	Arbusto o árbol	Irregular o aparasolada	Baja	78.4 (33.3) a	0.05 (0.01) a	Cilíndrica	Pelos	Aquenio	Anemocoria	BSP
<i>M. ligustrina</i>	6.4 (1.5) a	19.8 (15) a	Arbusto	Redondeada	Baja	32.4 (5.7) a	0.3 (0.07) a	Triangular	Lisa	Cápsula	Anemocoria	BSP
<i>M. squamulosa</i>	3.4 (2.1) a	5.6 (9.2) a	Arbusto	Irregular	Alta	638.3 (818) a	0.04 (0.15) a	Triangular	Lisa	Cápsula	Anemocoria	BSP
<i>P. pulchella</i>	2.9 (1.1) a	2.2 (3.2) a	Arbusto	Irregular	Alta	638.3 (818) a	0.04 (0.15) a	Triangular	Lisa	Cápsula	Anemocoria	BSP
<i>T. grossa</i>	2.9 (1.1) a	2.2 (3.2) a	Arbusto	Irregular	Alta	638.3 (818) a	0.04 (0.15) a	Triangular	Lisa	Cápsula	Anemocoria	BSP

Rasgos con * corresponden a valores promedio de la variable, en 0 la Desviación Estándar. AFE: área foliar específica. CMSF: contenido de materia seca foliar

17. EVALUACIÓN DE LA CAPACIDAD DE REBROTE EN ONCE ESPECIES ARBÓREAS ANDINAS, SU POTENCIAL EN EL ESTABLECIMIENTO DE CERCAS VIVAS Y EN LA ACELERACIÓN DE PROCESOS DE SUCESIÓN Y RESTAURACIÓN

William Vargas¹, Fabio H. Lozano¹, Luis Miguel Renjifo²

¹ Corporación Paisajes Rurales, ² Universidad Javeriana

RESUMEN

Numerosas especies nativas se emplean en el establecimiento de cercas vivas, gracias a su capacidad de rebrote, esto puede tener grandes implicaciones en la conservación de especies maderables finas empleadas con este fin. Evaluamos la capacidad de rebrote y su desarrollo en once especies de árboles andinos, algunos de ellos usados con frecuencia en la formación de cercas vivas. Se evaluó la relación entre el diámetro de las ramas y la capacidad de rebrote, como una manera de seleccionar las estructuras que presenten mejores resultados. Los resultados sugieren que las especies del género *Ficus* son las más recomendadas por sus tasas de producción y baja mortalidad de rebrotes. En general los estacones de diámetros intermedios y pertenecientes a la parte media de las ramas presentan los mejores rebrotes. Esta práctica puede ser de gran importancia en el establecimiento de cercas vivas, en el enriquecimiento de bosques secundarios con especies de alta producción de recursos para la fauna y en la aceleración de procesos de sucesión en proyectos de restauración ecológica.

Palabras clave: árboles, cercas vivas, conectividad, especies andinas, capacidad de rebrote, recursos para la fauna, restauración ecológica.

INTRODUCCIÓN

Al observar las cercas que dividen potreros o delimitan predios en muchas regiones andinas es muy evidente la presencia de rebrotes en algunos de los postes que las constituyen, especialmente cuando estas han sido construidas con estacones vivos. Los estacones o postes son porciones de tallo de especies arbóreas, generalmente de maderas con alta durabilidad, los cuales pueden ser porciones redondas o secciones aserradas de árboles corpulentos. Un poste o estacón convencional tiene una longitud de 1.8 a 2 metros, una porción de 30-50 cm va enterrada y sobre la parte aérea va unido el alambre a través de grapas o alambre.

La capacidad que tienen algunas especies para rebrotar es empleada con el fin de construir cercas más duraderas, en otros casos las cercas son empleadas como fuentes de forrajes a través de la siembra de especies cuyo follaje lo consume el ganado, algunas de estas especies son nativas, otras exóticas. Especies como chiminangos (*Pithecellobium dulce*), pízamos y chamburos (*Erythrina poeppigiana*, *E. fusca*), chachafruto (*E. edulis*), nacedero o quiebrabarrigo (*Trichantera gigantea*), botón de oro (*Tithonia diversifolia*) y matarratón (*Gliricidia sepium*) se encuentran entre las más utilizadas (Cipagauta *et al.* 1999, Gómez *et al.* 2002, Murgueitio *et al.* 2003, Zahawi 2005). Sin embargo, no existen trabajos que evalúen la capacidad de rebrote de los estacones de especies nativas andinas y su papel en el establecimiento de cercas, en programas de restauración, incremento de la conectividad y en la oferta de recursos para la fauna.

En los estacones la producción de rebrotes puede verse afectada por el grado de lignificación y la calidad de las yemas, así como la posición que ocupa en la rama la porción que se siembre y la época de recolección. El diámetro es un factor importante en la formación de rebrotes en los estacones como los empleados en el establecimiento de cercas, pues a mayor diámetro mayor será el área de contacto con el suelo. Los estacones más gruesos proveen mayores reservas para los brotes en crecimiento, los materiales más adecuados para enraizar son aquellos con altos contenidos de carbohidratos, los cuales están asociados a la firmeza de los tallos (Cronquist 1982, Hartmann & Kester 1988).

Los tejidos que carecen de carbohidratos tienden a ser suculentos y flexibles, por lo tanto más susceptibles a la desecación por alta radiación. De igual manera, los tejidos de las partes terminales presentan altos contenidos de nitrógeno, las porciones basales presentan una relación nitrógeno/carbohidratos que favorece el enraizamiento (Hartmann & Kester 1988). El efecto de la posición es evidente empíricamente cuando los campesinos prefieren las porciones más gruesas de las ramas para sembrar, esto ha sido estudiado con especies de *Ficus* y se ha encontrado que el enraizamiento y producción de rebrotes es mayor en las porciones proximales deshojadas y con mayor grado de lignificación, decreciendo hacia las de la parte media o secciones nodales, el menor número de rebrotes se presenta en las secciones distales o con hojas (Danthu *et al.* 2002).

El uso de postes vivos con capacidad de rebrote en el establecimiento de cercas, tiene también ventajas económicas para los propietarios de los predios. El establecimiento y mantenimiento de las cercas convencionales a partir de madera aserrada es costoso, ya que el reemplazo de postera en zonas con suelos saturados de humedad, debe realizarse cada 2-3 años, e involucra costos de mano de obra, materiales, transporte, herramienta y postes.

Tradicionalmente, los estacones que se emplean en el establecimiento de cercas son extraídos en su mayor parte de maderas finas del bosque, otra parte de especies comerciales cultivadas. Especies como el cedro negro (*Juglans neotropica*) y el sin muerte (*Sessea corymbiflora*) se encuentran entre las más apetecidas en la Cordillera Central por su duración; sin embargo, estas como muchas otras de las especies que se emplean para el establecimiento de cercas son escasas o se encuentran amenazadas, la extracción de grandes cantidades de estacones provoca impactos fuertes sobre los bosques de cañadas y fragmentos (Vargas 2002).

Las cercas vivas pueden jugar un papel muy importante en la preservación de la biodiversidad al servir como sitios de paso o por brindar recursos para la fauna. El establecimiento de cercas vivas o la transformación de cercas muertas en cercas vivas amplía la conectividad e incrementa la disponibilidad de recursos para aves y pequeños mamíferos (Chacón & Harvey 2006, Zahawi 2005). Transformar cercas muertas en cercas vivas a través de la siembra de estacones de especies nativas, permite no sólo disminuir la presión sobre especies de maderas finas del bosque, sino también disminuir hasta en un 100% los costos de mantenimiento de las cercas.

Al igual que los árboles aislados en potreros (Guevara *et al.* 1992, 1997, Esquivel & Calle 2002), las cercas vivas pueden facilitar procesos de sucesión al convertirse en sitios de concentración de plántulas y semillas dispersadas por aves y mamíferos. Se hace necesario entonces buscar una transformación de las cercas convencionales a cercas vivas que favorezcan este tipo de procesos.

Este trabajo se planteó con varios objetivos. Conocer las especies nativas de la zona de estudio empleadas en la formación de cercas y su capacidad de producción de rebrotes. El segundo objetivo fue conocer cuáles de esas especies se mantienen como árboles, para hacer una selección de especies más detallada. El tercer objetivo fue evaluar un grupo de once especies, las que presentaron la mayor presencia en las cercas, pero que además cumplieran con requisitos como producir alimento para la fauna, ser conocidas por los propietarios y trabajadores, ser abundantes y ser usadas con frecuencia.

MÉTODOS

LA ZONA DE ESTUDIO

El corredor Barbas – Bremen se localiza en la vertiente occidental de la cordillera Central (75°39'38"W/4°42'47"N y 75°35'42"W/4°40'48"N), entre los 1700 y 2100 msnm, en el municipio de Filandia, departamento del Quindío. Presenta precipitaciones promedio de 2970 mm, siendo octubre y noviembre los meses más lluviosos, y entre julio y agosto los más secos (CRQ 2003).

Para el establecimiento del corredor se transformaron 68 ha de potreros y plantaciones forestales en bosques, mediante procesos de restauración basados en aceleración de la sucesión ecológica. En total se emplearon 498 especies nativas de plantas propagadas exitosamente en el vivero del proyecto, las áreas restauradas entre 2004-2007 alcanzan hoy alturas de hasta 18m mediante el uso de especies pioneras intermedias como catalizadoras de la sucesión. El uso de estacones de especies nativas constituye una de las estrategias empleadas para el restablecimiento de coberturas, el incremento de la conectividad, generación de hábitat y recursos para la fauna y conservación de servicios ambientales.

MÉTODOS DE CAMPO

IDENTIFICACIÓN DE ESPECIES CON CAPACIDAD DE REBROTE

Con el fin de conocer las especies nativas con capacidad de rebrotar luego de su establecimiento en las cercas, se evaluaron 50 Km de cercas con menos de dos años de establecidas o mejoradas en 16 fincas de la zona de estudio. Se tuvo en cuenta la identidad de la especie a la que pertenece el estacón, la distancia entre los estacones y se evaluó el tipo de rebrote de acuerdo a la escala: 1) estacones con buen desarrollo de los rebrotes, 2) con escaso desarrollo, 3) estacones vivos pero sin rebrotes, 4) estacones muertos. Esta información se complementó con una encuesta a campesinos, trabajadores y propietarios.

SELECCIÓN DE LAS ESPECIES A EVALUAR

Para la selección de las especies a evaluar se calificaron las especies registradas de acuerdo a la capacidad de rebrote observada, número de registros, abundancia en la zona, producción de alimento para la fauna, conocimiento de la especie y usos. Las especies con las mayores calificaciones fueron seleccionadas (Vargas 2008).

EXTRACCIÓN, MANEJO Y SIEMBRA DE LOS ESTACONES

De cada una de las especies seleccionadas se ubicaron en campo árboles maduros con abundante ramificación, para la extracción de estacones de 1,8 – 2,2m de longitud. Los estacones extraídos se clasificaron de acuerdo a la posición de estos en la rama, pues según la posición presentan diferentes características, capacidad de enraizamiento y emisión de rebrotes (Danthu *et al.* 2002). Las categorías establecidas son: apical o distal (2,5 - 5cm de diámetro), media o nodal (5,1 - 10cm), basal o proximal 1 (10,1 - 20cm) y basal o proximal 2 (>20cm).

La fase de establecimiento tuvo lugar entre los meses de enero a junio de 2004, cada estación se sembró a una profundidad entre 25-35 cm, no se utilizaron tratamientos con enraizadores ni desinfectantes. La siembra se realizó a lo largo de las cercas existentes y en cercas nuevas, en mezcla al azar de las diferentes especies y diámetros. De cada especie se evaluaron 150 estacones correspondientes a las tres categorías diamétricas, evaluando en total 1650 estacones dentro de las posiciones basal, intermedia y apical.

Luego de la siembra se realizaron dos evaluaciones trimestrales para determinar la supervivencia inicial, los estacones muertos no se removieron. A partir de diciembre de 2004 las evaluaciones se realizaron cada seis meses hasta junio de 2007 (siete evaluaciones). En cada una de estas evaluaciones en campo se registró la supervivencia de cada individuo, el número de rebrotes emitidos, así como la altura de cada uno de los rebrotes. Para inducir mayor desarrollo de los rebrotes apicales se eliminaron los rebrotes de los tercios medio y basal de cada estación.

ANÁLISIS DE LOS DATOS

Los valores de supervivencia se presentaron como porcentajes dentro de cada una de las categorías diamétricas en cada una de las once especies evaluadas. El número de rebrotes de cada especie se midió solo al inicio de la evaluación.

Las tasas de supervivencia en cada una de las especies y dentro de cada una de las categorías diamétricas, se analizaron con un análisis de varianza (ANOVA) de una sola vía, de igual manera los valores de crecimiento en cada una de las once especies.

RESULTADOS

IDENTIFICACIÓN DE LAS ESPECIES CON CAPACIDAD DE REBROTE

En los 50 km de cerca evaluados se registraron 18.182 estacones dispuestos a una distancia promedio de 2,75 metros. Mientras en las fincas pequeñas casi la totalidad de los estacones se extraen del bosque, en las fincas de mayor tamaño y con mayor nivel de tecnificación buena parte de los postes son de concreto o de madera aserrada de pino (*Pinus patula*, *P. caribea*), ciprés (*Cupressus lusitanica*), eucalipto (*Eucalyptus* spp.) o nogal (*Cordia alliodora*).

Del total de estacones evaluados, 10,96% estaban vivos o presentaban rebrotes, perteneciendo a 83 especies, 65 géneros y 44 familias botánicas. Moraceae (higuerones) fue la mejor representada con 15 especies, contribuyendo con 25,6% de los estacones vivos registrados. Le siguen Melastomataceae (6 spp, 1,36%), Meliaceae (5 spp, 2,96%), Euphorbiaceae (3 spp, 3,97%) y Myrtaceae (3 spp, 0,20% de los individuos).

El 62% de las familias de árboles registrados están representados por sólo una especie, 27% por dos especies y 5% por tres especies; 94% de las familias registradas está representado por hasta tres especies, mientras que sólo una familia por cinco especies (Meliaceae), una por seis (Melastomataceae) y una por 15 especies (Moraceae).

La especie más utilizada es el sauce (*Salix humboldtiana*- Salicaceae) con 8,33%. Le siguieron *Ficus andicola* (Moraceae) con 3,56%, *F. velutina* 2,96% y *Delostoma integrifolium* (Bignoniaceae) 2,81%. Se registraron 10 especies del género *Ficus* (higuerones, cauchos, matapalos), son los más usados por su alta capacidad de rebrote, como por la abundancia de árboles en las cercas, los bordes de bosques o aislados en potreros, además producen grandes cantidades de alimento para la fauna.

En el inventario los higuerones contribuyen con un 18,67% al total de estacones vivos registrados con 366 individuos. *Ficus andicola* (3,56%), *F. velutina* (2,96%), *F. hartwegii* (2,36%) y *F. killipii* (1,96%) son los más comunes dentro de este género.

SELECCIÓN DE LAS ESPECIES A EVALUAR

La calificación se aplicó a las 83 especies, de las cuales se seleccionaron 12 con los mayores puntajes (Tabla 1), se descartó a *Salix humboldtiana* por no encontrarse dentro de los bosques y porque su capacidad de rebrote ya había sido evaluada.

Tabla 1. Especies seleccionadas para evaluar la supervivencia y emisión de rebrotes.

Familia	Especie	Nombre local	Dispersión	Recurso
Cecropiaceae	<i>Coussapoa villosa</i>	Lembo	Fauna	Frutos
Bignoniaceae	<i>Delostoma integrifolium</i>	Molde	Viento	Néctar
Moraceae	<i>Ficus andicola</i>	Higuerón	Fauna	Frutos
Moraceae	<i>Ficus glabrata</i>	Higuerón	Fauna	Frutos
Moraceae	<i>Ficus hartwegii</i>	Higuerón	Fauna	Frutos
Moraceae	<i>Ficus killipii</i>	Higuerón	Fauna	Frutos
Moraceae	<i>Ficus tonduzii</i>	Higuerón	Fauna	Frutos
Moraceae	<i>Ficus velutina</i>	Higuerón	Fauna	Frutos
Moraceae	<i>Morus insignis</i>	Caucho	Fauna	Frutos
Bombacaceae	<i>Spirotheca rhodostyla</i>	Palo santo	Viento	Néctar
Anacardiaceae	<i>Toxicodendron striatum</i>	Manzanillo	Fauna	Frutos

EVALUACIÓN DE LA SUPERVIVENCIA, PRODUCCIÓN DE REBROTES Y CRECIMIENTO

SUPERVIVENCIA

La supervivencia de los estacones se registró como la presencia de rebrotes o en el caso de no presentarlos por la permanencia viva de la corteza. En las 11 especies la mayor mortalidad corresponde a las categorías diamétricas menores, siendo la categoría I (diámetro menor de 5 cm) la que mostró los mayores promedios con el 67,58% de individuos muertos y sólo 32,42% de supervivencia. Se registraron niveles de mortalidad de hasta el 100% en *Coussapoa villosa* (Cecropiaceae), 92,86% en *Delostoma integrifolium* (Bignoniaceae), 82,61% en *Morus insignis* (Moraceae), 82,14 en *Ficus killipii* (Moraceae) y 71,43% en *F. tonduzii*.

La mortalidad promedio en la categoría diamétrica II (diámetro entre 5-10 cm) fue del 37,65%, con los mayores valores en *C. villosa* (97,6%), *M. insignis* (57,5%), *F. killipii* (52,0%) y *F. hartwegii* (35,9%). El promedio de mortalidad de esta categoría fue de 37,65% (62,35% de supervivencia) en las once especies evaluadas.

Dentro de la categoría III la mortalidad promedio fue del 21,17% (supervivencia del 78.83%), con los mayores valores en *C. villosa* (67,27%), *F. glabrata* (41,9%), *F. killipii* (25,0%), *F. tonduzii* (25,0%) y *M. insignis* (20,0%). Los mayores valores de supervivencia se presentaron en *T. striatum* (100%), *D. integrifolium* (94,92%) y *S. rhodostyla* (92,86%) (Figura1).

Las menores tasas de mortalidad se presentaron en la categoría IV, el promedio de esta categoría fue de 16,27% (83,73% de supervivencia). *Coussapoa villosa* presentó la mayor mortalidad dentro de esta categoría con 65,52%, seguida de *Ficus glabrata* (35,14%), *F. hartwegii* (25,0%), *F. tonduzii* (18,18%) y *F. killipii* (17,86%). La mayor supervivencia se registró en *T. striatum* y *M. insignis* con el 100% de los estacones evaluados, seguidos de *D. integrifolium* (97,83%), *F. andicola* (96,97%) y *F. velutina* (95,35%) (Figura 1).

La mortalidad promedio de todo el proceso fue mayor para *C. villosa* con 82,6% (ds 18,8; $p < 0,001$), le siguen *F. killipii* con 44,25%, *Morus insignis* 40,2% y *F. glabrata* con 37,25%. Las mayores tasas promedio de supervivencia se presentaron en *Toxicodendron striatum* (Anacardiaceae) con 85,0%, *F. andicola* 77,07%, *Spirotheca rhodostyla* 75.48%, *F. velutina* 72,85% y *F. hartwegii* 70,96%. El promedio de supervivencia por especie fue del 64,33%.

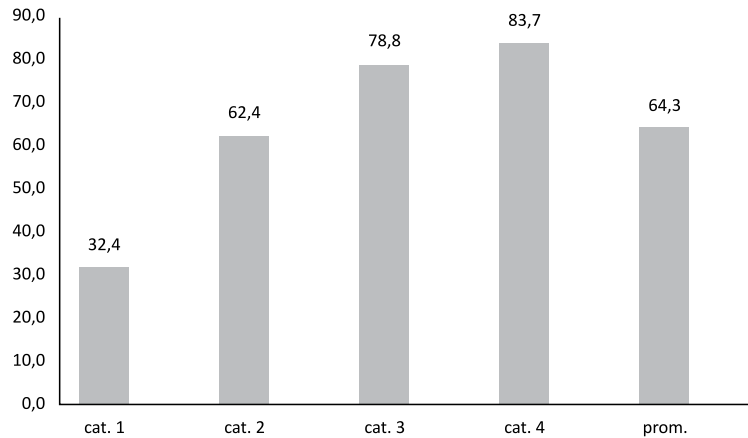


Figura 1. Supervivencia promedio por categoría de diámetro para once especies de árboles evaluados. Los valores de la parte alta de las barras corresponden al porcentaje de supervivencia.

NÚMERO DE REBROTOS

El mayor número de rebrotes lo presentó *Toxicodendron striatum* con 121, le siguieron *Ficus andicola* con 116, *Delostoma integrifolium* 114, *Spiroteca rhodostyla* 113, y *F. velutina* con 112 rebrotes. El menor número de rebrotes lo presentó en *Coussapoa villosa* con 23, *F. killipii* con 85, *F. glabrata* 94, y *Morun insignis* con 96 rebrotes.

En promedio la categoría diamétrica en la que se presentó el mayor número de rebrotes fue la categoría III, siendo *D. integrifolium*, *S. rhodostyla*, *F. andicola* y *F. velutina* las especies con el mayor número de rebrotes (promedio 39,73). Le siguen en su orden las categorías IV (promedio 28,73 rebrotes), la categoría II (promedio 18,38), y la categoría I con el menor número de rebrotes (Figura 2). *Coussapoa villosa*, *D. integrifolium*, *M. insignis*, *F. killipii* y *F. tonduzii* fueron las especies con menor número de rebrotes con un promedio de 3,6 rebrotes por especie.

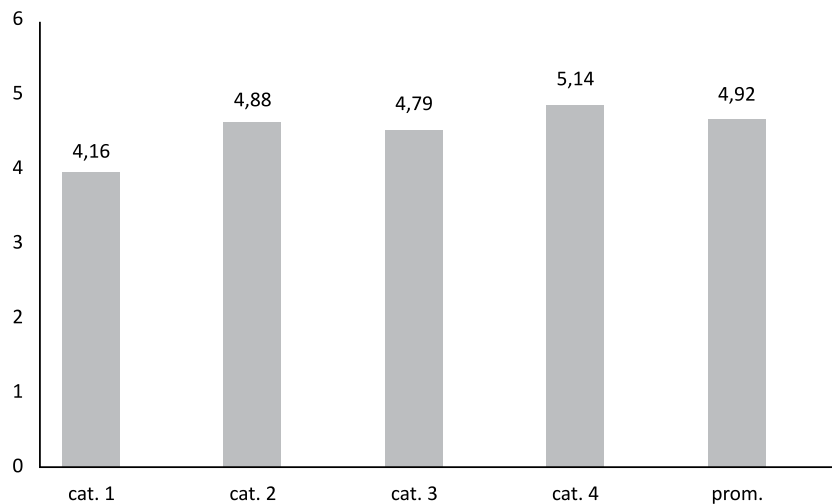


Figura 2. Número promedio de rebrotes por individuo y categoría diamétrica en estacones de once especies de árboles evaluadas.

CRECIMIENTO DE LOS REBROTOS

El mayor desarrollo en la longitud de los rebrotes se presentó en *Toxicodendron striatum* con un promedio de 274,94 cm (ds 43,023), *Ficus velutina* 225,85 cm (ds 34,015), *F. andicola* 214,72 (ds 34,228), *F. hartwegii* 165,87 (ds 18,714) y *F. glabrata* 158,14 (ds 16,337). El menor desarrollo se presentó en *Coussapoa villosa* con 54,04 cm (ds 5,032), *Spiroteca rhodostyla* 97,95 (ds 16,665) y *F. tonduzii* 102,71 (ds 15,176).

La altura final promedio por especie fue superior en *T. striatum* con 309,7 cm, seguido de *F. velutina* con 258,3 cm, *F. andicola* 241,9 cm. Los menores valores se presentaron en *C. villosa* con 81,9 cm, *M. insignis* 134,0 cm y *F. tonduzii* con 137,4 cm (Figura 3).

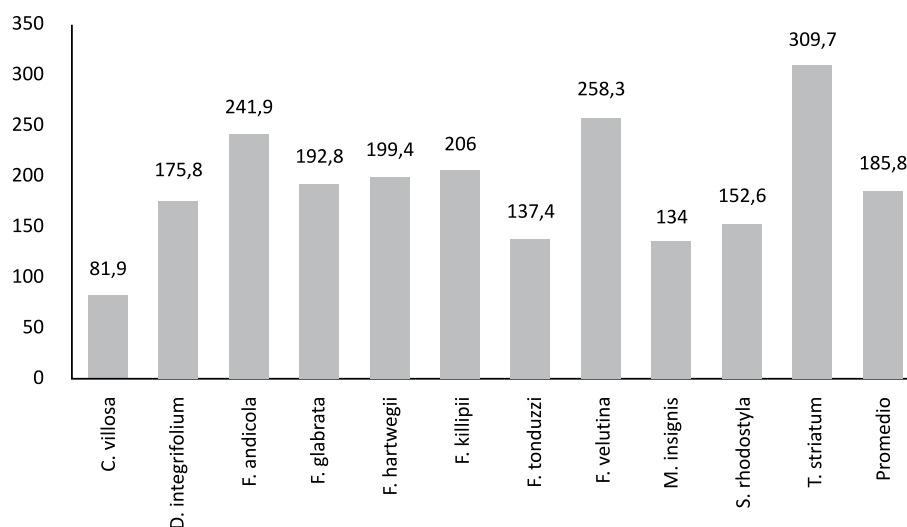


Figura 3. Crecimiento final (cm) de los rebrotes en once especies evaluadas.

El crecimiento promedio de los rebrotes no presentó diferencia significativa, siendo levemente más alto en la categoría diamétrica II, el menor valor se presentó en la categoría I con 41,14 cm, el promedio fue de 42,89 cm en las cuatro categorías. La evaluación final del crecimiento de los rebrotes mostró un promedio de 94,81 cm, con un mayor valor en la categoría II, y menor en la categoría I, los valores no presentaron diferencia significativa. En la Figura 4 se presentan los porcentajes de crecimiento promedio y final por categoría de diámetro en las especies evaluadas.

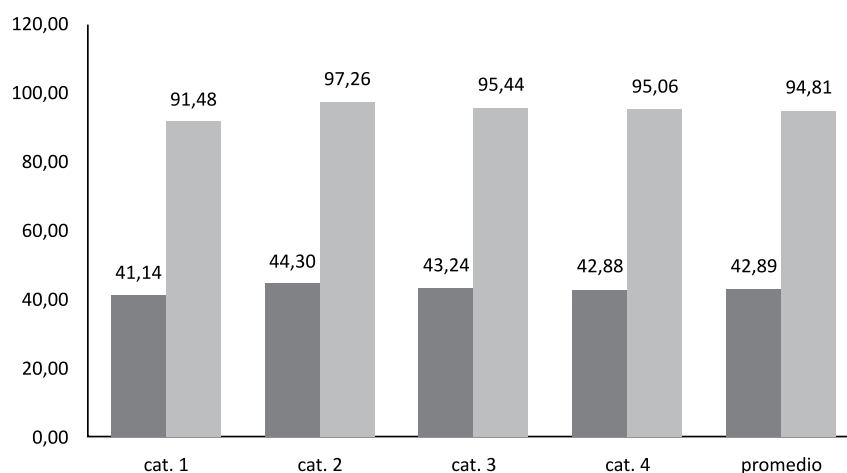


Figura 4. Valores promedio de crecimiento (cm) por categorías diamétricas durante el periodo de evaluación y al final del periodo evaluado.

LOS HIGUERONES (*FICUS*) UN GRUPO CLAVE

La supervivencia de los estacaones establecidos en las cercas no muestra diferencias significativas entre las especies, ni respecto al promedio general de las once especies; sin embargo, algunas especies tienen un comportamiento mejor respecto a las demás. Las mayores supervivencias dentro de las especies de *Ficus* se registró en *F. andicola* con 77,07%, seguida de *F. velutina* con 72,85%, mientras que la menor supervivencia se presentó en *F. killipii* con 55,75% y *F. glabrata* con 62,74%. el promedio general de la supervivencia para las especies de *Ficus* fue de 67,1%. En la Figura 5 se presentan los promedios de supervivencia para las especies de *Ficus* evaluadas en este estudio.

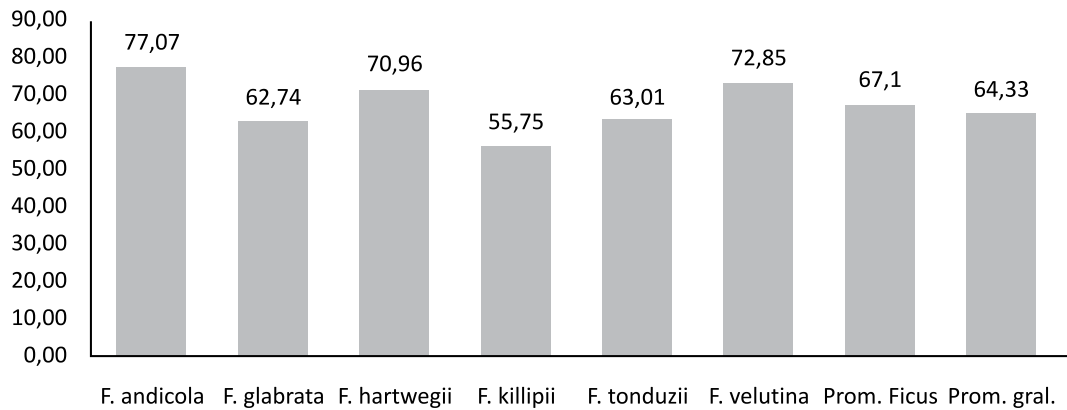


Figura 5. Supervivencia promedio para las especies del género *Ficus* evaluadas

La supervivencia por categorías de diámetro presentó el mismo patrón que para el promedio de todas las especies, mas bajo en las categorías I y II, así como alto en las categorías III y IV. En las categorías I y II el promedio de supervivencia de *Ficus* fue levemente más alto que en el promedio de las especies. Estadísticamente no se registraron diferencias entre los promedios de supervivencia de *Ficus* (67,1%) y el promedio de todas las especies (64,33%) (Figura 6).

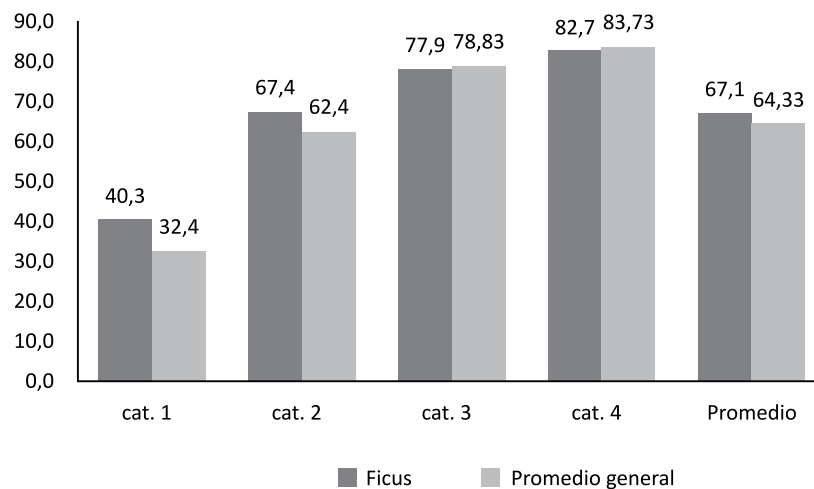


Figura 6. Supervivencia promedio (%) por categorías diamétricas en *Ficus* y el total de las especies evaluadas.

Después de *Toxicodendron striatum*, *Ficus velutina* alcanzó los mayores promedios de crecimiento con 285,3 cm en los tres años de evaluación, seguido de *F. andicola* con 241,9 cm y *F. killipii* con 206 cm. Los menores crecimientos se presentaron en *F. Tonduzii* con 137,4 cm, *F. glabrata* con 192,8 cm y *F. hartwegii* con 199,4 cm.

DISCUSIÓN

Entre las razones por las que el establecimiento de cercas vivas con especies nativas no sea una costumbre generalizada, se encuentra la dificultad para encontrar especies con altas tasas de enraizamiento y producción de rebrotes, por otro lado, excepto unos pocos géneros, son pocos los árboles de los cuales se pueden extraer grandes cantidades de estacones de manera sostenida. Extraer grandes cantidades de estacones se dificulta también por las bajas densidades de los árboles que generalmente muestran tasas aceptables de producción de rebrotes, adicionalmente algunas de las especies de las que empíricamente se conoce su capacidad de rebrote (*Ficus*, especialmente) son de maderas blandas que al no rebrotar tienen poca durabilidad en las cercas.

En muchos casos el enraizamiento y producción de rebrotes, de algunos estacones cuando se establecen las cercas, puede ser circunstancial, pues pocas veces se establecen con este fin. Cuando así se quiere con frecuencia se hace en tramos cortos y haciendo una selección de especies de interés para el propietario, entre ellas algunas forrajeras como el chachafruto (*Erythrina edulis*)

y el quiebrabarrigo (*Trichantera gigantea*), higuerones (*Ficus* spp.) o plantas exóticas (*Euphorbia cotinifolia*, *E. laurifolia*) en el caso de zonas de clima templado, en zonas cálidas predomina el uso de matarratón (*Gliricidia sepium*). En el establecimiento de cercas se busca que los estacones tengan alta durabilidad, por lo que se escogen las mejores maderas, algunas de aserrío, la mayoría de juveniles de especies de lento crecimiento.

La mortalidad de los estacones está asociada a las características de las especies, el sitio en el que son puestos los estacones, las condiciones ambientales y del suelo, la polaridad en la que son puestos, así como del manejo, pues entre mayor sea el tiempo que permanecen cortados antes de la siembra, menor es la supervivencia y emisión de rebrotes.

Algunos estacones permanecen vivos por un período largo de tiempo, y hasta pueden desarrollar rebrotes, sin embargo, cuando estos alcanzan unos pocos centímetros de altura mueren, en algunos casos estacones basales muy gruesos que no presentan yemas viables pueden permanecer vivos durante mucho tiempo sin que emitan rebrotes, luego mueren. En algunas especies los rebrotes se desarrollan a partir de las reservas de carbohidratos presentes en los tallos y mueren ante la incapacidad del tallo para tomar nutrientes y agua del suelo. Este comportamiento es frecuente en especies de maderas finas como el guayabo negro (*Matudaea trinervia* - Hammamelidaceae), cedro negro (*Juglans neotropica*) y cedrillo (*Alfaroa colombiana* - Juglandaceae), roble (*Quercus humboldtii* - Fagaceae), cariseco (*Billia rosea* - Hipocastanaceae) y barcino (*Calophyllum brasiliense* - Clusiaceae), entre otras. Especies cultivadas como el nogal cafetero (*Cordia alliodora* - Boraginaceae) tienen este comportamiento.

Uno de los elementos que más puede incidir en el uso de estacones es la abundancia de las especies en el paisaje, por lo general, especies como *Toxicodendron striatum* y *Delostoma integrifolium* crecen en bosques secundarios. La primera es de amplia distribución en el neotrópico desde zonas bajas hasta cerca de los 2500 metros, mientras que *D. integrifolium* está restringido a zonas medias de Colombia y Ecuador. Los resultados de este estudio muestran que el empleo de especies nativas para el establecimiento de cercas a través de estacones es una alternativa viable y con altas posibilidades. El éxito radica en la selección de las especies, en el manejo posterior al corte y el tipo de estructuras que se empleen.

En general los estacones que se originan de estructuras terminales poco lignificadas, presentan bajas tasas formación de brotes. La supervivencia de los estacones terminales con diámetro entre 2,5-5 cm alcanzó los más bajos niveles, mientras que la mortalidad alcanzó 67,58%. Aunque el empleo de *Ficus* para el establecimiento de cercas es una costumbre extendida en las regiones tropicales, es poco lo que se conoce de su comportamiento y manejo. Un estudio de trece especies de *Ficus* del occidente de África mostró que las mejores estructuras para la propagación vegetativa son las más maduras y que las partes terminales presentaron las más bajas tasas de supervivencia (Danthu *et al.* 2002), lo cual coincide con los resultados de este estudio a pesar de que en dicho trabajo se emplearon estacas y estacones de un metro de longitud.

El manejo de estacas cortas bajo condiciones de invernadero o vivero es un procedimiento sencillo, con mayores probabilidades de éxito y sujeto a menor impredecibilidad, el éxito está determinado por los procedimientos empleados y las características de las especies. En el rebrote de estacones en campo, las condiciones ambientales juegan un papel determinante en la supervivencia, ya que escasa pluviosidad y alta radiación causan desecación, mientras que excesos de lluvia causan pudriciones. Aunque el manejo de estacas puede asegurar altas tasas de supervivencia, los rebrotes pueden tardar años en alcanzar la altura y el diámetro que se logra mediante el uso apropiado de estacones. Esta ganancia en altura y en diámetro es clave en el establecimiento de cercas y en el establecimiento de perchas naturales para las aves en los ecosistemas en proceso de restauración.

En ensayos preliminares a este estudio con 1402 estacas de siete especies de árboles nativos, se obtuvo una supervivencia promedio de 76,3% al año de iniciado el ensayo. Entre las especies evaluadas se encontraban *Ficus andicola*, *F. glabrata* y *F. velutina*, para las que se obtuvo una supervivencia promedio del 74%, muy similar al 70,89% de supervivencia obtenido con estacones.

La mayor capacidad de supervivencia y emisión de raíces puede estar asociada a los hábitos hemiepífitos de algunas especies, característica ligada a la producción de raíces adventicias. Entre las seis especies de *Ficus* evaluadas, las mayores tasas de supervivencia se presentaron en *F. andicola*, *F. velutina* y *F. hartwegii*, las cuales presentan hábitos hemiepífitos más marcados que las otras especies del género en la región. En *Coussapoa villosa*, un género cercano a Moraceae, esto no se cumplió, y fue esta especie la que presentó las más altas tasas de mortalidad: sin embargo, evaluaciones preliminares con raíces adventicias muestran buenos resultados.

A pesar de que *T. striatum* presentó las mayores tasas de crecimiento (309,7 cm) y que las tasas de supervivencia se encuentran entre las superiores, es la menos usada entre las especies evaluadas. La razón para que el manzanillo sea la especie menos empleada, es que al igual que otras especies del género *Toxicodendron* de la familia Anacardiaceae, produce abundantes fenoles que pueden causar fuertes irritaciones y lesiones en las personas que tienen contacto con ella.

Coussapoa villosa, *Morus insignis*, *Spiroteca rhodostyla* y en general las especies de *Ficus* son de bosques secundarios maduros y bosques relictuales. Algunas especies de *Ficus* tienen la capacidad de crecer como hemiepipítas, siendo la más común *F. andicola*. Todas las especies son comunes como árboles aislados en potreros o creciendo en cercas viejas, la especie de mayor porte es *F. glabrata*, seguida de *F. killipii*, *F. velutina*, *F. hartwegii*, *F. andicola* y *F. tonduzii*. En general, las especies de *Ficus* guardan una relación muy estrecha con la fauna, tanto aves como mamíferos consumen los frutos de estas especies en los ecosistemas en donde se encuentran.

En general las moráceas son especies de suelos fértiles y profundos, al menos en las etapas de rebrote se requiere de buena humedad para que esto suceda. Existen numerosas especies y en muchas regiones se emplean como árboles para cercas vivas. La mayor abundancia de *Ficus andicola* y *F. velutina* entre las especies del género en la región, puede estar relacionada con su alta capacidad de producción de rebrotes cuando se le utiliza en el establecimiento de cercas, de igual manera en sus altas tasas de crecimiento y en su hábito hemiepipíto, que le permite colonizar las copas de los árboles y pasar desapercibidas por mucho tiempo.

Las especies de *Ficus* son las menos usadas entre los miembros de la familia Moraceae por la escasa calidad de su madera, mientras que otros géneros poseen maderas finas, las maderas de los higuerones son livianas y de poca utilidad, la abundancia de higuerones está asociada a su escaso aprovechamiento. Este es un aspecto que contribuye a su abundancia.

Morus insignis y *Delostoma integrifolium* son empleados como leña y en algunos casos como madera para construcciones, siendo las más finas dentro del grupo de especies evaluadas. *Delostoma integrifolium* y *Toxicodendron striatum* son importantes en la regeneración natural de laderas.

El establecimiento de cercas mixtas en las que se incorporen además de especies nativas elementos de producción como maderas de rápido crecimiento, frutales y forrajeras entre otras, es una alternativa. Por un lado los árboles que se planten han de ser de rápido crecimiento, con capacidad de rebrote luego del corte, productoras de madera de mediana a alta calidad y con aceptación en el mercado. El uso de especies no nativas es el más común, el uso de especies maderables nativas se ve limitado por los requerimientos ambientales y la forma de crecimiento, pues ramifican a poca altura o tienen numerosos problemas fitosanitarios o de plagas. El nogal cafetero (*Cordia alliodora*) es una de las pocas especies nativas que ha logrado posicionarse, especialmente en la zona cafetera, en donde se le emplea en el establecimiento de cercas y como especie para sombrío de cultivos.

LITERATURA CITADA

- Chacón, M. & C.A. Harvey. 2006. Live fences and landscape connectivity in a neotropical agricultural landscape. *Agroforestry Systems* 68(1):15-26.
- Cipagauta, M., Velásquez, J. E. y J. E. Gómez. 1999. Estrategias de implementación y experiencias agrosilvopastoriles con pequeños productores en el piedemonte amazónico colombiano. Primer congreso Latinoamericano de Agroforestería para la producción animal sostenible. Cali, Colombia.
- CRQ - Corporación Autónoma Regional del Quindío. 2003. Boletín meteorológico 2002. Armenia. 126 pp.
- Cronquist, A. 1982. Botánica básica. Compañía Editorial Continental. México.
- Danthu, P., Sóloviev, P., Gaye, A., Sarr, A., Seck, M. & I. Thomas. 2002. Vegetative propagation of some West African *Ficus* species by cutting. *Agroforestry Systems* 55(17): 57-63.
- Esquivel M. J. y Z. Calle. 2002. Árboles aislados como catalizadores de la sucesión en la Cordillera Occidental Colombiana. *Agroforestería en las Américas*. Vol. 9 (33-34):43-47.
- Gómez, M.E., Rodríguez, L., Murgueitio, E., Ríos, C.I., Rosales, M., Molina, C.H., Molina, E. y J. P. Molina. 2002. Árboles y arbustos utilizados en alimentación animal como fuente proteica. Centro para la Investigación en Sistemas Sostenibles de Producción Agropecuaria. Tercera Edición.
- Guevara, S., Laborde, J., Lisenfeld, D. y O. Barrera. 1997. Potreros y ganadería. Pp: 43-58, en: González Soriano, E., R. Dirzo y R. C. Vogt, Editores. *Historia Natural de Los Tuxtlas*. Unam, Conabio. México.
- Guevara, S., Meave, J., Moreno-Casasola, P. y J. Laborde. 1992. Floristic composition and structure under isolated trees in neotropical pastures. *Journal of Vegetation Science*. 3:655-664.

- Hartmann, H. y D. Kester. 1988. Propagación de plantas. Principios y prácticas. México. Compañía Editorial Continental S. A. 760 pp.
- Murgueitio, E., Rosales, M. y M. E. Gómez. 2003. Agroforestería para la producción animal sostenible. Centro para la Investigación en Sistemas Sostenibles de Producción Agropecuaria. Tercera Edición.
- Vargas, W. 2008. Evaluación de dos estrategias de restauración en el establecimiento del corredor Barbas-Bremen, Quindío, Colombia. Universidad del Valle, Facultad de Ciencias Naturales y Exactas, Programa de Maestría en Ciencias Biología. Tesis.
- Vargas, W.G. 2002. Guía ilustrada de las plantas de las montañas del Quindío y los Andes Centrales. Universidad de Caldas – CRQ, Manizales Colombia.
- Zahawi, R. A. 2005. Establishment and growth of living fence species: an overlooked tool for the restoration of degraded areas in the tropics. *Restoration Ecology* 13(1):92-102.



18. ESPECIES ARBÓREAS ÚTILES PARA LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA DE UN TERRITORIO INDÍGENA DEL CENTRO DE MÉXICO

Mayrén Alavez-Vargas¹, Consuelo Bonfil¹ y Raúl García-Barrios²

¹ Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. UNAM
biomalva@gmail.com; titi_chachas@yahoo.com.mx

² Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias UNAM.
rgarciab@servidor.unam.mx

INTRODUCCIÓN

La erosión ambiental y cultural es uno de los retos comunes a la humanidad del siglo XXI. Este fenómeno es particularmente notable en los paisajes indígenas y rurales, cuyas largas historias de transformaciones ambientales, políticas y culturales pueden resultar en la fragmentación y el deterioro agudo de los ecosistemas. Tal es el caso del territorio nahua de Cuatepec, localizado al norponiente del estado de Morelos, en la región central de México.

La mayor parte del territorio de Cuatepec estuvo cubierto originalmente con bosque tropical caducifolio, pero ahora muestra signos de deterioro considerable. Debido a su estacionalidad marcada y baja altura, este tipo de bosque ha sido considerado como poco carismático, de reducido aprecio estético y baja productividad anual, lo que reduce su valor e interés de uso para la población, los silvicultores y el gobierno (Aronson *et al.* 2005, Arias 2007). En la práctica, este fenómeno se manifiesta en México en la escasa información técnica referente a la propagación y el manejo de las especies nativas de bosques tropicales secos (Cervantes-Sánchez y Sotelo-Boyas 2002).

En la región donde se sitúa el territorio de Cuatepec y desde hace varios años, diversos actores académicos, gubernamentales y civiles han reconocido la necesidad de realizar un importante esfuerzo de restauración. Como consecuencia, en sus terrenos se estableció la Estación de Restauración Ambiental “Barrancas del Río Tembembe” (ERABRT) de la Universidad Nacional Autónoma de México, en donde se desarrolla trabajo experimental conducente a la restauración ecológica de la selva baja caducifolia y de otras formaciones vegetales relevantes en la región (Bonfil *et al.* 2009). La UNAM también ha realizado estudios de carácter agronómico y etnobotánico en la región. En este trabajo se presentan algunos resultados sobre las especies arbóreas útiles para la restauración ecológica de la región, que además son conocidas y aprovechadas por la comunidad nahua. Por su valor ecológico, económico y cultural, estas plantas pueden representar especies clave para el proceso de recuperación de los ecosistemas locales.

ANTECEDENTES

La vegetación es la expresión biótica más conspicua de un paisaje y sus características particulares de clima, relieve y suelo. El conocimiento de las especies vegetales es un factor crítico en la restauración ecológica, proceso que para ser exitoso requiere de definir el número, la proporción y los atributos deseables de las especies que serán reintroducidas. La decisión debe además considerar: i) las características de los ambientes a restaurar: altitud, pendiente y exposición del terreno, microclimas, características del suelo y la vegetación y nivel de disturbio o fase sucesional; ii) el conocimiento local de los ambientes y su flora asociada; iii) el uso deseable de la parcela a reforestar: objetivos, requerimientos, tiempo y, iv) la disponibilidad de propágulos de especies locales: semillas, plántulas, brotes, en función de la fenología, la producción deseada, el nivel de explotación y las plagas (Arriaga *et al.* 1994). Vázquez-Yanes *et al.* (1999) señalan como cualidades de las plantas valiosas para la restauración y reforestación las siguientes: fácil propagación, resistencia a condiciones limitantes (baja fertilidad, sequía, suelos compactados, pH extremo, salinidad), crecimiento rápido, buena producción de materia orgánica, utilidad adicional a su efecto restaurador, carencia de tendencias invasoras incontrolables, respuestas compensatorias a la baja concentración de nutrientes en suelo y que favorezcan el establecimiento de otras especies de flora y fauna nativas.

En la actualidad, en Cuatepec sólo se llevan a cabo acciones de restauración ecológica en la ERABRT. En un convenio de colaboración entre la UNAM y Cuatepec se han establecido como metas para la estación: i) «realizar actividades de investigación, enseñanza y capacitación necesarias para generar, difundir y promover [...] nuevos conocimientos y experiencias en restauración ecológica» y ii) «conducir, en el tramo de la Estación y durante un periodo de 30 años, actividades de restauración de las áreas degradadas y comunidades biológicas de selva baja, bosque de encino y vegetación ribereña que caracterizan los

taludes y riberas del río Tembembe, así como el ecosistema original del cauce»; todo ello para «contribuir a traer nueva vida a los terrenos de la comunidad y recuperar importantes servicios ambientales como son agua limpia y abundante en el río Tembembe, control de las avenidas de agua que destruyen cultivos e infraestructura y conservación de la fauna y la flora nativas» (UNAM 2005).

En este contexto, a la fecha se han realizado experimentos para evaluar:

- la germinación y la supervivencia inicial de varias especies¹ (*Conzattia multiflora*, Tobón-Niedfeldt 2005; *Bursera* spp., Barrales-Alcalá 2009),
- el establecimiento de plantas introducidas de cuatro especies (*Dodonaea viscosa*, *Gliricidia sepium*, *Pithecellobium dulce* y *Swietenia humilis*, Ulloa-Nieto 2006)²,
- la supervivencia y crecimiento en relación a la topografía y las condiciones edáficas (*Acacia cochliacantha*, *Guazuma ulmifolia*, *Heliocarpus velutinus*, *Ipomoea wolcottiana*, *Leucaena leucocephala* y *Pithecellobium dulce*; *Ceiba aesculifolia*, *Eysendharthia polystachya* y *Leucaena leucocephala*, Ayala-García 2008)³,
- la propagación vegetativa de tres especies de *Bursera* (*B. copallifera*, *B. glabrifolia*, *B. lancifolia* y *B. linanoe*, Castellanos-Castro 2009),
- el establecimiento de plantas de *Bursera* spp. producidas a partir de estacas y semillas (Díaz-Marín en preparación);
- finalmente, derivado de la comprensión de la necesidad de mejorar la calidad del suelo y controlar la erosión actualmente se evalúan *Agave angustifolia* y *Opuntia* sp. como estabilizadores para reducir la erosión y formación de cárcavas (Bonfil *et al.* 2009).

Como se mencionó antes, la restauración ecológica también requiere de acumular ciertos conocimientos culturales sobre el aprovechamiento de las plantas. Garibaldi y Turner (2004) señalan que así como en ecología se habla de especies clave para el ecosistema –aquellas que regulan la comunidad y controlan a otras especies que serían dominantes en su ausencia–, también pueden definirse especies clave para la cultura: las que tienen un papel determinante, en función de los servicios culturales y de provisión, en la definición de la identidad de la población. En el ámbito del manejo de recursos naturales, la identificación y caracterización de estas especies permite comprender los patrones de uso resultantes del conocimiento ecológico local, así como los valores culturales y el impacto colectivo de su uso en el paisaje.

EL ÁREA DE ESTUDIO

El estado de Morelos se ubica en el México Central, y ha tenido una larga historia de ocupación que ha llevado a que su cubierta vegetal original –en especial el bosque tropical caducifolio– se redujera de ocupar el 57% de la superficie estatal a menos del 20% en los últimos 50 años (Trejo y Dirzo 2000). La comunidad nahua de Cuentepec se localiza en la cuenca del río Tembembe, al norponiente del estado, en una zona donde las altas tasas de erosión resultantes de la deforestación y el sobrepastoreo constituyen el principal problema ambiental (Figura 1).

En el territorio cuentepecano no existen bosques o selvas conservados (Bonfil *et al.* 2004) (Figura 2). Sólo permanecen algunos parches con vegetación natural relativamente poco impactada en sitios inaccesibles, inmersos en una matriz de pastizales inducidos y campos agrícolas. Del análisis de la localización, el relieve y el clima⁴ se podría conjeturar que la vegetación original de las lomas y taludes de las barrancas consistía de bosques de encinos en las partes más altas (1600-1900 m s.n.m.), bosque tropical caducifolio en las menores (1100-1300 m.s.n.m.) y una zona de transición en donde ambos tipos de vegetación probablemente se mezclaban con manchones de pastizal natural. En el fondo de las barrancas había importantes corredores de vegetación ribereña (Camacho-Rico *et al.* 2006, Sánchez-Romero 2007). Sin embargo, es difícil extraer información precisa sobre la estructura, composición y funciones de estos ecosistemas originales a partir de los parches de vegetación remanentes. Los pastizales han estado sujetos a pastoreo bovino desde el virreinato, y la carga de ganado no está regulada, por lo que ahora

¹ Las plántulas fueron más exitosas que las semillas pero sufrieron alta mortalidad por herbivoría en la temporada seca.

² Las dos primeras especies presentaron una buena tolerancia al incendio que se presentó accidentalmente.

³ En ambos estudios se registró un mejor establecimiento en laderas que en sitios planos ladera abajo, que son limitantes por la compactación del suelo y el drenaje deficiente asociado a la acumulación de arcillas.

⁴ El área del poblado de Cuentepec (1450 m s. n. m.) tiene una precipitación anual de 961 mm y temperatura media anual de 21.6° C, clima semicálido subhúmedo, el más seco de los subhúmedos, con régimen de lluvias de verano, con canícula, poca oscilación térmica y marcha de la temperatura tipo Ganges [A(C)w0(w)w^o(i')g] (Ayala-García 2008).

tienen una productividad muy baja y tasas de erosión incluso superiores a $80 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (Instituto Mexicano de la Tecnología del Agua 2000). Las probables consecuencias de la pérdida de vegetación, el sobrepastoreo y la erosión son menor infiltración del agua, mayor escorrentía, disminución en la línea base del río, aumento de los sedimentos en los ríos y azolvamiento de presas y cuerpos de agua (Sánchez-Romero 2007).

Desde los inicios del siglo XVII el grupo nahua original comenzó a perder el control sobre los derechos de propiedad y usufructo del territorio. Este pasó a ser, primero, tierra de acceso abierto, y luego propiedad de las haciendas, rancherías y empresas mineras vecinas, que lo explotaron intensamente con sus actividades ganaderas y forestales. La revolución de 1910 permitió a los nahuas recuperar la propiedad, pero no removió la debilidad de sus derechos de usufructo. En la actualidad, una buena parte del territorio cuentepecano es utilizado por las comunidades vecinas mestizas, a través de convenios ambientalmente desventajosos para Cuentepec, por lo que las causas de la sobreexplotación de los recursos naturales continúan vigentes. Sumadas a la acelerada dinámica erosiva natural, han conducido a la profunda degradación actual de gran parte de su territorio.

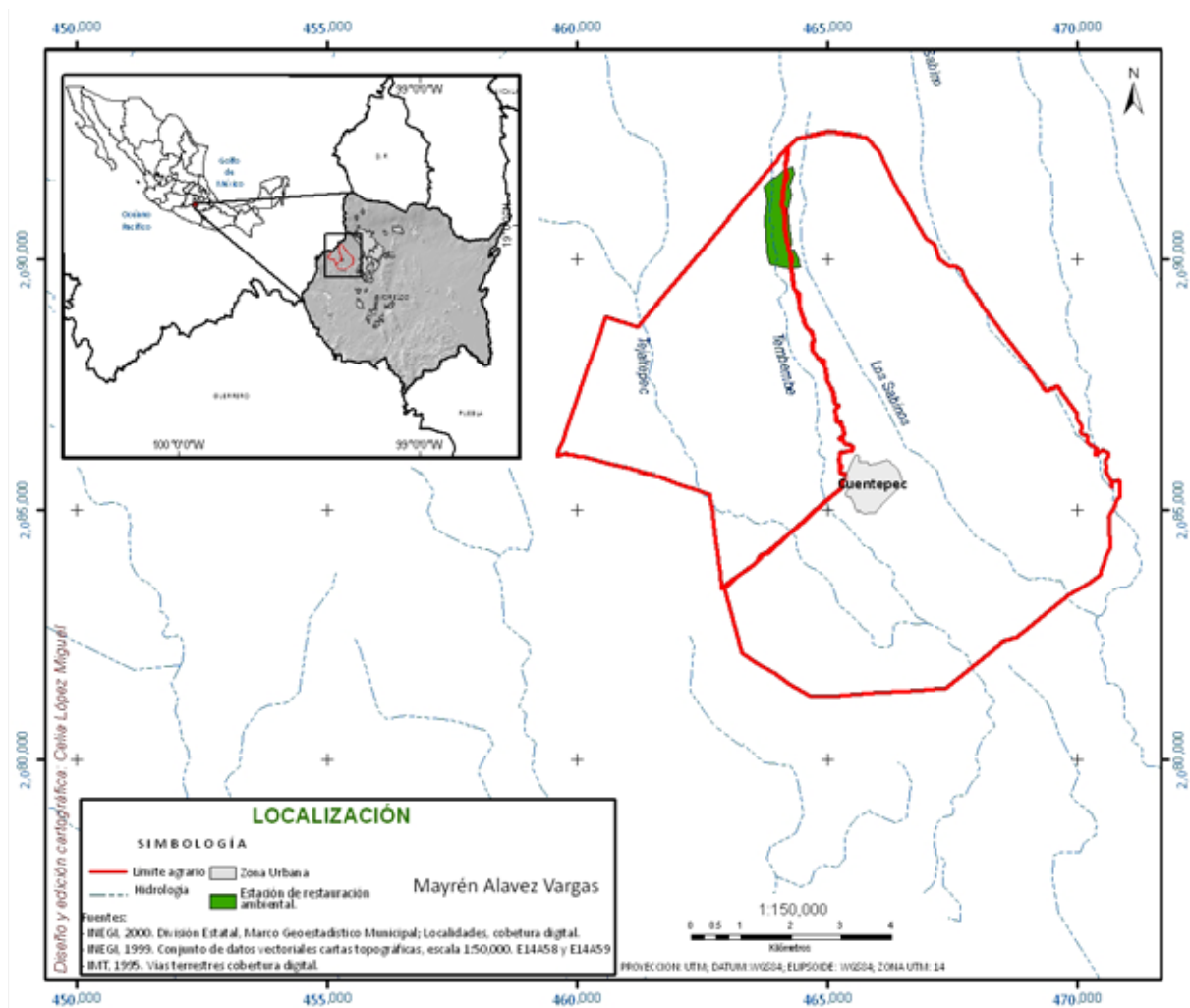


Figura 1. Mapa de localización del territorio de Cuentepec (Morelos, México). Ambos polígonos rojos constituyen la totalidad del territorio cuentepecano, cada uno bajo un régimen de propiedad agraria distinto: ejido (al este) y bienes comunales (al oeste).

A pesar de no ejercer un control real, la población nahua no perdió el contacto íntimo con este territorio. Desde hace siete siglos, ha obtenido la mayoría de sus alimentos y materias primas de sus recursos naturales, por lo que los habitantes poseen conocimientos sobre sus características ecológicas y agronómicas. Incluso en los momentos más difíciles —asociados a la descapitalización territorial y la intensificación de los conflictos con sus vecinos, los derechos de servidumbre y los acuerdos de aparcería y mediería— la población pudo mantener las prácticas de recolección, cacería, pesca, ganadería y agricultura. Con el correr de

los siglos el acceso a los recursos y el provecho derivado de estos conocimientos fueron disminuyendo, lo que contribuyó a que la comunidad se sumiera en una situación de pobreza creciente. Sin duda, esta difícil compenetración con el territorio determinó la coevolución productiva y cultural del grupo humano con el territorio y sus ecosistemas, y afectó tanto a las prácticas de aprovechamiento de los recursos como a la fisonomía del espacio natural (Buxó 2006).

MÉTODOS

Durante junio y julio de 2007 se inició la elaboración, a través de charlas informales⁵ y dirigidas⁶ con campesinos y autoridades agrarias, de un listado de árboles nombrados (en náhuatl y/o español) y usados en la comunidad, que se fue ampliando con entrevistas posteriores. Cada vez que se obtuvo un nombre de árbol se preguntó por datos biológicos, ecológicos y de aprovechamiento atribuidos al mismo. Se realizaron cuatro charlas dirigidas en junio (13)- julio (06) de 2007, enero (14) de 2008 y marzo (17) de 2009, cinco recorridos de identificación y recolecta de especímenes en compañía de un guía local, un taxónomo y eventualmente un fotógrafo en mayo (04, 11) de 2008, febrero (01, 15) y marzo (08) de 2009. De acuerdo a la técnica propuesta por Lot y Chiang (1986), sólo los ejemplares que no fueron determinados directamente en el campo se recolectaron y transportaron al herbario para su posterior determinación. Para cada ejemplar identificado se registró: nombre náhuatl, nombre castellano (cuando lo había), nombre científico, uso, geoforma en que se presenta y características biológicas destacadas por el guía. Para las localidades: coordenadas UTM, altitud, y excepcionalmente asociación vegetal, como referencias. La información obtenida con cada procedimiento fue concentrada en una base de datos.

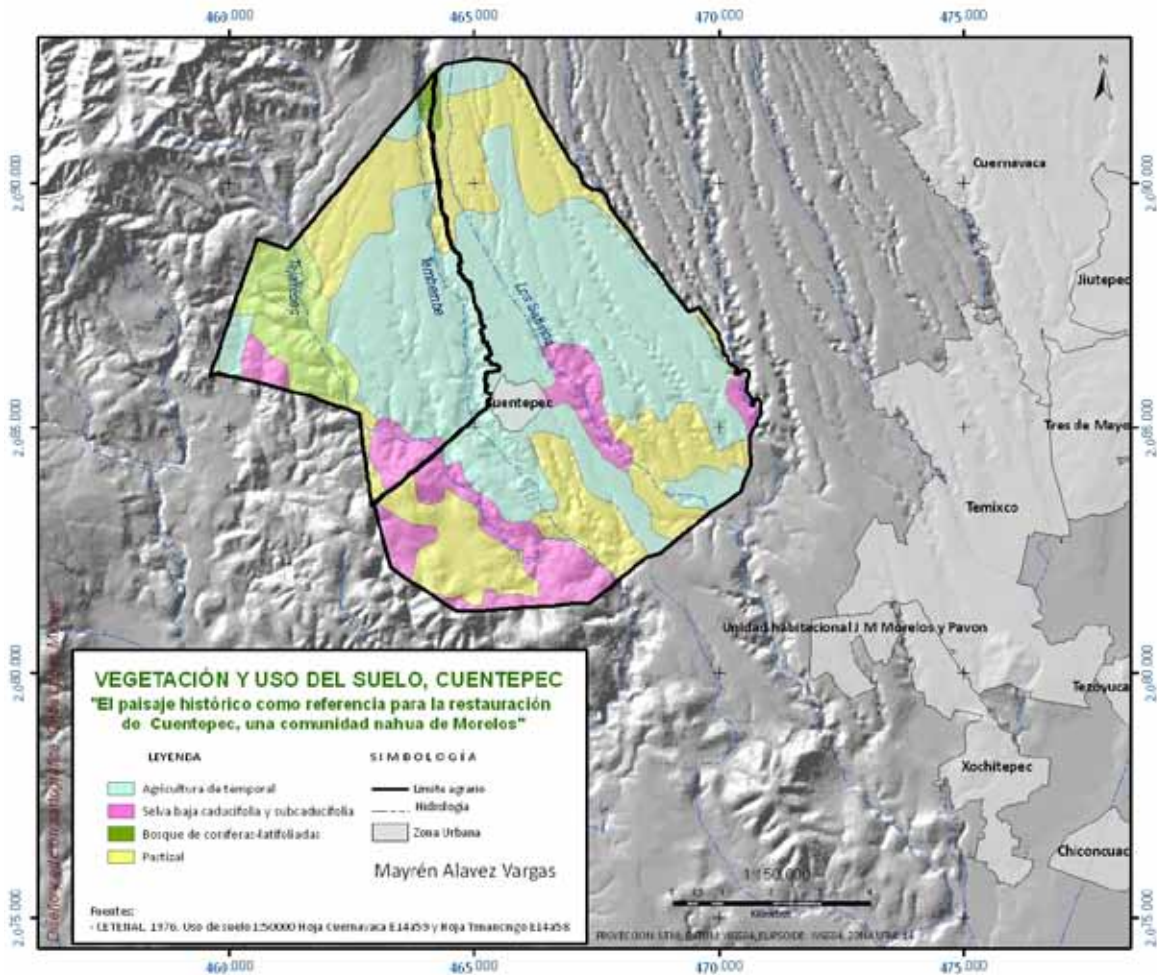


Figura 2. Vegetación y uso de suelo del territorio de Cuentepec (Morelos, México).

⁵ Las charlas informales son diálogos espontáneos, entablados con una o varias personas, de temática libre, es decir, versan sobre los tópicos definidos por el colaborador. Éstas facilitan la comprensión de las percepciones, prácticas e interacciones de las personas relevantes para la investigación (Restrepo 2007).

⁶ A diferencia de las charlas informales, en una charla dirigida se guía la exposición hacia los temas de interés para el investigador.

No obstante la cantidad de estudios desarrollados previamente en la localidad al amparo del convenio antes citado, las dificultades del trabajo de campo fueron especialmente notables. Inicialmente se planteó la posibilidad de construir un índice compuesto para la selección multicriterio de las especies más significativas a reintroducir. Así, se partió de las charlas informales en la comunidad y de las charlas dirigidas con académicos que trabajan en la región, para fijar dos tipos de parámetros a evaluar cuantitativamente en los taxa tradicionales: i) culturales: frecuencia de mención⁷, valor de uso⁸, preferencia declarada y abundancia percibida (como indicador de disponibilidad) y, ii) ecológicos: ubicación en unidades de relieve tradicionales, tipo de suelo local, tolerancia a humedad y exposición solar. Cada una de estas variables en el caso de los parámetros culturales⁹ corresponde a un índice que evalúa la popularidad, la multifuncionalidad consensuada, la predilección y la disponibilidad y, en el caso de las variables ecológicas, la adecuación a condiciones abióticas limitantes para la reintroducción de especies arbóreas en la zona.

Se elaboró el formato de entrevista estructurada¹⁰ con cuatro secciones: i) datos del entrevistado y de la entrevista; ii) parcelas cultivadas y toponimia. iii) caracterización del taxón y aprovechamiento; iv) parámetros estandarizados, representados gráficamente y organizadas a modo de gradientes.

Esta entrevista se aplicó en marzo (18-22) de 2009 a cinco personas con amplia experiencia en el trabajo agrícola y conocimiento de la vegetación; a partir de ellos se buscó el acceso a otras personas mediante la técnica “bola de nieve”¹¹. La entrevista incluyó la localización de sus parcelas y la interpretación del topónimo correspondiente, así como un listado libre¹² de “árboles con nombre”. Las mismas preguntas se hicieron para cada taxón mencionado, en el orden en que fue enlistado. En función de la extensión del listado, la entrevista se realizó en una o más sesiones.

El bajo número de entrevistas estructuradas se debió a la poca disposición de la población a colaborar con el proyecto; si bien pudieron concertarse numerosas citas, la mayoría de las personas no estaban en su domicilio en el día y hora acordados. Esto indujo a aplicar una encuesta¹³ a alumnos de todos los grados en la Escuela de Educación Media Superior a Distancia local, con la anuencia de las autoridades escolares. Se repartieron 87 formatos, explicando la forma de llenarlo y con el propósito de que lo aplicaran a un adulto de su familia; se recuperaron 18 resueltos en marzo (06-10) de 2009.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los taxa tradicionales tienen hasta cinco grupos de usos distintos (Figura 3 a). Es importante señalar que no debe equipararse el alto número de usos con la significancia cultural de las especies, ya que por ejemplo los tehuixtles (Fabaceae, varias especies) son muy apreciados por sus propiedades combustibles pero reportan pocos usos, mientras que la mención y el uso frecuente de los cazahuates (*Ipomoea* spp.) y los copales (*Bursera* spp.) obedece más a su disponibilidad que a la preferencia. Las ponderaciones de este tipo requerirán estudios particulares en el marco de una investigación participativa.

Sólo se reportaron más de tres usos en el 40% de los taxa, de los cuales los más recurrentes son combustible, construcción¹⁴ y comestible (Figura 3 b).

Las montañas y las barrancas de Cuentepec operan como reservorios de vegetación y potencian la variedad de especies arbóreas aprovechadas por la población. Los habitantes identificaron 98 taxa arbóreas tradicionales correspondientes a 105 taxa científicos (99 especies y 6 identificados hasta género)¹⁵ que pertenecen a 39 familias botánicas, de las cuales siete concentran el 49% de las especies: Fabaceae (17,16%), Burseraceae (7,6%), Anacardiaceae (6,5%), Moraceae (6,5%), Rutaceae (6,6%), Apocynaceae (5,5%) y Bignoniaceae (4,4%) (Figura 4).

⁷ La frecuencia de mención es el cociente del número de veces que es mencionado el taxón *i* entre el tamaño total de la muestra.

⁸ El valor de uso es el cociente del número de usos atribuidos al taxón *i* por cada informante entre el número total de informantes que lo mencionaron.

⁹ El tema de la evaluación de la significancia cultural de las especies vegetales incluye éstos y otros parámetros. Para mayor información consúltense los trabajos de Hunn (1982), Turner 1988, Stoffle *et al.* (1990), Pieroni (2001) y Garibay *et al.* (2007).

¹⁰ La entrevista estructurada tiene como base un cuestionario guía preparado antes que se sigue, regularmente, en una forma estricta aún en su orden de formulación (Sandoval-Casilimas 2002).

¹¹ Técnica de investigación social en la que un informante conduce a otro, por considerar que dispone de información relevante sobre el tema.

¹² Técnica por la que se pide al entrevistado mencionar todos los objetos de un determinado campo semántico.

¹³ En este caso, la encuesta es un cuestionario prediseñado que se entrega a las personas para que lo resuelvan sin la intervención del entrevistador (Briones 1996).

¹⁴ Hasta hace aproximadamente 20 años la construcción de las casas se valía de materiales locales como adobe, palma, oate y morillos (vigas) de maderas durables. Esta práctica se ha transformado paulatinamente por el mayor acceso a materiales industrializados como el cemento y el tabique.

¹⁵ Se registraron además seis taxa tradicionales cuya identidad taxonómica se desconoce: *ahuatl cuilanechtic*, *cuahuil tepoztle* o *tepozcuahuil* (palo de fierro), *yepacuahuil*, *tonaltecozcuahuil*, *cuahyestle* (palo de sangre), *tempizquixtle* y *nextlacuahuil*. Los cinco primeros son descritos como escasos y reconocidos por la dureza de su madera.

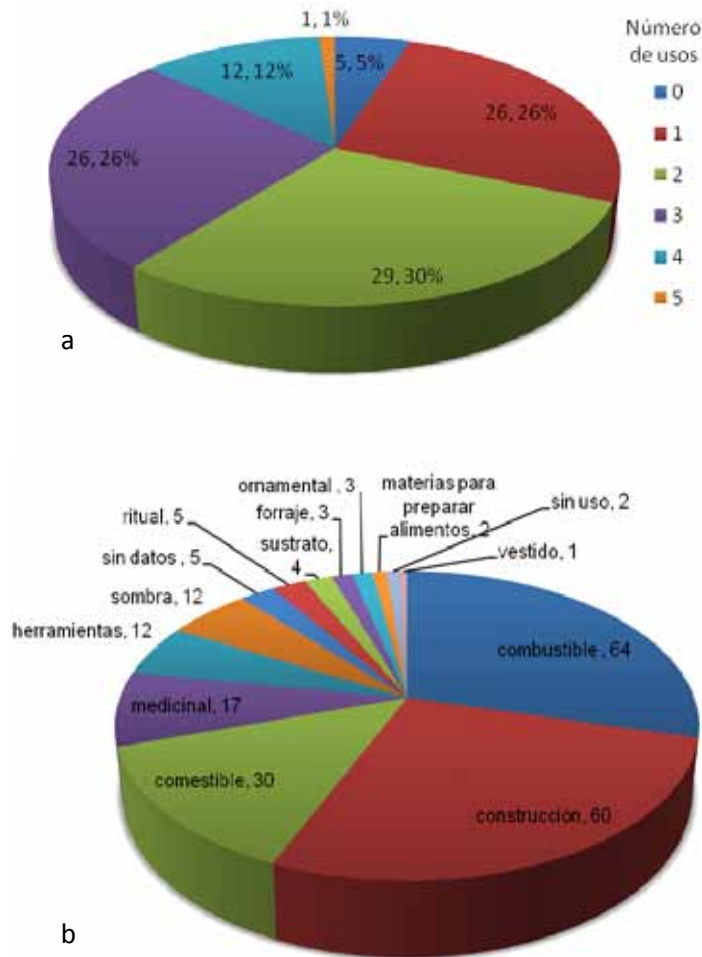


Figura 3. Agrupación de los taxa tradicionales: a. por número de usos, b. por usos.

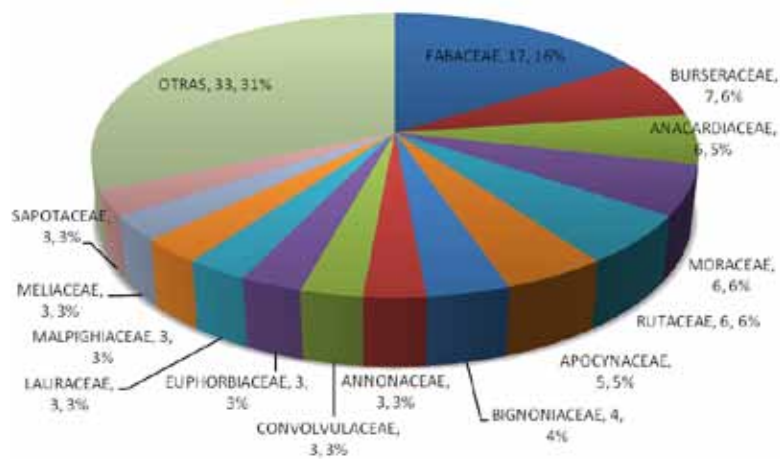


Figura 4. Principales familias botánicas aprovechadas en Cuatepec.

Los trabajos de Camacho-Rico *et al.* (2006) de la vegetación ribereña, Piña-Covarrubias (2005) del bosque tropical caducifolio, Sotelo-Caro (2006) de la flora del municipio de Temixco y García-Flores (2008) de caracterización de la ERABRT reportaron en conjunto 77 de las especies aquí incluídas. Los nuevos registros para la región son: *Agave horrida*, *Annona squamosa*, *Bunchosia canescens*, *Cedrela oaxacensis*, *Citrus limon*, *Clidemia deppeana*, *Ficus glyxicarpa*, *Ipomoea murucoides*, *Juniperus deppeana*, *Luma apiculata*, *Mimosa benthamii*, *Nectandra salicifolia*, *Otatea acuminata*, *Parmentiera edulis*, *Plumeria alba*, *Pouteria sapota*, *Prosopis laevigata*, *Quercus magnoliifolia*, *Ricinus communis*, *Senna wislizenii* y *Stemmademia bella*.

Respecto a la especificidad del hábitat por unidades de relieve (montaña, barranca, lomerío y planicie), once taxa tradicionales fueron reportados cosmopolitas (entre los que destacan los *copalcuame*, *Bursera* spp.); siete crecen en sólo tres de estas unidades (p. ej. los *amocuame*, *Ficus* spp., no crecen en la montaña); 20 están asociados a dos de las cuatro posibles, regularmente loma y barranca (entre ellas, *tepemizquitl* y *tepehuaxin* [*Lysiloma* spp.] o *cacalaxochitl* [*Plumeria* spp.]); para tres no se obtuvieron datos y 57 reportaron especificidad a una unidad de relieve. La asociación de las especies frutales a las barrancas obedece a la disponibilidad de humedad (entre ellas *Citrus* spp., *Annona* spp., *Luma apiculata* o *Pouteria sapota*) por lo que se les encuentra conviviendo con elementos de vegetación ribereña como *Taxodium mucronatum*, *Salix bonplandiana* o *Astianthus viminalis*. En las montañas y en algunas partes de las barrancas se reportan árboles de maderas duras, muy valoradas como combustible, como *Quercus* spp. o diversas fabáceas nombradas genéricamente *tehuixtles*: *Acacia pennatula*, *A. cochliacantha*, *Mimosa benthamii* y *Acaciella angustissima*. Con respecto a las lomas, se percibe en ellas la presencia de especies características de ambientes perturbados, como *Guazuma ulmifolia*, *Ipomoea* spp., *Pithecellobium dulce*; otras toleradas por sus frutos como *Malpighia mexicana* e incluso algunas poco apreciadas como *Sapium macrocarpum*, que suele establecerse cerca de cuerpos de agua o ambientes más húmedos.

Finalmente, es conveniente mencionar que Arriaga *et al.* (1994), Vázquez-Yanes *et al.* (1999) y la Comisión Nacional Forestal (en línea), han preparado fichas técnicas para la propagación de 29 de las especies aquí reportadas: *Acacia farnesiana*, *Agave angustifolia*, *Amphipterygium adstringens*, *Annona cherimola*, *Byrsonima crassifolia*, *Crescentia alata*, *Diospyros digyna*, *Dodonaea viscosa*, *Enterolobium cyclocarpum*, *Eysenhardtia polystachya*, *Guazuma ulmifolia*, *Inga vera*, *Juniperus deppeana*, *Juniperus flaccida*, *Leucaena esculenta*, *Leucaena macrophylla*, *Lysiloma acapulcense*, *Lysiloma divaricata*, *Manilkara zapota*, *Pithecellobium dulce*, *Plumeria rubra*, *Prosopis laevigata*, *Psidium guajava*, *Salix bonplandiana*, *Spondias mombin*, *Spondias purpurea*, *Swietenia humilis*, *Taxodium mucronatum* y *Tecoma stans*. Estas referencias, sumadas a los trabajos realizados en la ERABRT antes descritos, proveen en su conjunto información útil para los restauradores de cerca de 40 especies útiles para la población de Cuentepec y con aptitud para la restauración.

REFLEXIONES FINALES

Esta investigación, junto con otras que le preceden en la región, brindan materiales de trabajo al agente universitario para discutir y planear con la población cuentepecana la construcción de un proceso más general de restauración del territorio. Ha de tenerse presente que incluso más importante que la recopilación sistemática de datos es lograr una auténtica disposición al diálogo de la población local. La búsqueda de especies adecuadas para la restauración de la vegetación en un paisaje cultural tiene, en el acervo cognitivo local, una fuente de información pragmática legítima, cuya inclusión en los programas de restauración incrementa las posibilidades de apropiación y transformación de la población de su territorio y su herencia cultural.

AGRADECIMIENTOS

Al Posgrado en Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), al macroproyecto universitario "Manejo de ecosistemas y desarrollo humano" UNAM SDEI-PTID-02, a la Fundación Packard, al biól. Feliciano García Lara por la identificación taxonómica de las especies, a la geóg. Celia López Miguel por la elaboración de los mapas y a la Dra. Alicia Castillo por su asesoría durante la ejecución de la investigación.

LITERATURA CITADA

- Arias, D. M. 2007. La selva baja caducifolia de Morelos. *Inventio* 6: 13-16.
- Aronson, J., D., Vallauri, T. Jaffré y P. P. Lowry. 2005. Restoring dry tropical forests. En: S. Mansourian, D. Vallauri y N. Dudley (eds.). *Forest restoration in landscapes. Beyond planting trees*. Springer – World Wildlife Found. Nueva York.
- Arriaga, V., Cervantes, V. y A. Vargas-Mena. 1994. Manual de reforestación con especies nativas: colecta y preservación de semillas, propagación y manejo de plantas. Secretaría de Desarrollo Social- Instituto de Ecología- Universidad Nacional Autónoma de México. México.

- Ayala-García, J. F. 2008. Desempeño de plantas de tres especies arbóreas en tres unidades de ladera de la estación de restauración “Barranca del río Tembembe”, Morelos, México. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Barrales-Alcalá B. 2009. Establecimiento de *Bursera copallifera* en tres sitios con diferente grado de perturbación. Tesis de Licenciatura en Biología. Universidad Nacional Autónoma de México. México.
- Bonfil, C., I. Trejo y R. García-Barrios. 2004. The experimental station “Barrancas del Río Tembembe” for ecological restoration in NW Morelos, México. Memorias del Congreso “Restoration on the Edge-Society of Ecological Restoration Conference”. 24-26 de agosto. Victoria, British Columbia, Canadá.
- Bonfil, C., Tobón-Niedfeldt, W., Ulloa-Nieto, J., García-Flores, J. y R. García-Barrios. 2009. La restauración ecológica de bosques tropicales secos: el caso de la Barranca del río Tembembe, Morelos (México). *Boletín RLACRE* 3(2):2-6. Disponible en línea: (www.globalrestorationnetwork.org/home-age/sidebar/enespanol/publicaciones/) acceso 20 diciembre, 2010.
- Briones, G. 1996. Metodología de la investigación cuantitativa en las ciencias sociales. ARFO Editores e Impresores. Bogotá.
- Buxó, R. 2006. Paisajes culturales y reconstrucción histórica de la vegetación. *Ecosistemas* 15 (1): 1-6.
- Camacho-Rico, F., Trejo, I. y C. Bonfil. 2006. Estructura y composición de la vegetación ribereña de la barranca del río Tembembe, Morelos, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 78:17-31.
- Castellanos-Castro, C. 2009. Propagación vegetativa, establecimiento y crecimiento inicial de cuatro especies del género *Bursera*. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Cervantes-Sánchez, M. A. y M. E. Sotelo-Boyas. 2002. Guías técnicas para la propagación sexual de 10 especies latifoliadas de selva baja caducifolia en el estado de Morelos. SAGARPA-INIFAP. Zacatepec.
- Comisión Nacional Forestal. En línea. Fichas técnicas de especies para reforestación. <http://www.conafor.gob.mx/portal/docs/secciones/reforestacion/Fichas%20Técnicas/>
- Díaz-Marín, R. (En preparación). Evaluación del desempeño de plántulas y estacas de dos especies de *Bursera* en la restauración de sitios perturbados en el noroeste de Morelos. Tesis de Maestría. Universidad Nacional Autónoma de México. México.
- García-Flores, J. 2008. Diagnóstico ambiental de las unidades naturales de la Estación de Restauración Ecológica “Barrancas del Río Tembembe” con fines de Restauración. Tesis de Maestría en Ciencias Biológicas. Universidad Nacional Autónoma de México. México.
- Garibaldi, A. y N. Turner. 2004. Cultural keystone species: implications for ecological conservation and restoration. *Ecology and Society* 9 (3): 1.
- Garibay-Orijel, R., J. Caballero, A. Estrada-Torres y J. Cifuentes. 2007. Understanding cultural significance, the edible mushrooms case. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine* 2007, 3:4
- Hunn, E.S. 1982. The utilitarian factor in folk biological classification. *American Anthropologist* 84: 830-847.
- Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. 2000. Coordinación de tecnología de riego y drenaje. Subcoordinación de conservación de cuencas. SIG-cuencas 1999-2000: uso del suelo y vegetación del Tembembe (escala 1-250000), obtenido del inventario nacional forestal 1994, México.
- Lot, A. y F. Chiang. 1986. Manual de herbario. Consejo de la Flora A.C. México.
- Pironi, A. 2001. Evaluation of the cultural significance of wild food botanicals traditionally consumed in Northwestern Tuscany, Italy. *Journal of Ethnobiology* 21 (1): 89-104.
- Piña-Covarrubias, E. 2005. Análisis de la estructura y la composición de la selva baja caducifolia con diferentes grados de conservación en la zona de Xochicalco, Morelos, Mexico. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Restrepo, E. 2007. La entrevista como técnica de investigación social: Notas para los jóvenes investigadores. <http://www.ramwan.net/restrepo/documentos/entrevista.doc>

- Sánchez-Romero, R. 2007. Propuesta para la restauración de un río de montaña (Tembembe, Morelos). Tesis de Maestría en Ciencias Biológicas. Universidad Nacional Autónoma de México. México.
- Sandoval-Casilimas, C. A. 2002. Investigación cualitativa. ARFO Editores e Impresores. Bogotá.
- Sotelo-Caro, O. 2006. Flora arbórea del municipio de Temixco Morelos, México. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma del Estado de Morelos. Cuernavaca.
- Stoffle, R. W. 1990. Calculating the cultural significance of American Indian plants: Paiute and Shoshone ethnobotany at Yucca Mountain, Nevada. *American Anthropologist* 92: 416-432.
- Tobón-Niedfeldt, W. 2005. Evaluación del crecimiento y establecimiento de plántulas de *Conzattia multiflora* para la restauración de las selvas bajas de Morelos. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Trejo, I. y R. Dirzo. 2000. Deforestation of seasonally dry tropical forest: a national and local analysis in Mexico. *Biological Conservation* 94: 133-142.
- Turner, N. J. 1988. "The importance of a rose": evaluating the cultural significance of plants in Thompson and Lilloet Interior Salish. *American Anthropologist* 90: 272-290.
- Ulloa-Nieto, J. A. 2006. Establecimiento y crecimiento inicial de cuatro especies arbóreas potencialmente útiles para la restauración de pastizales degradados de NO de Morelos. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México.
- UNAM. 2005. Convenio de colaboración entre la Universidad Nacional Autónoma de México y la comunidad agraria de Cuentepec. Número de registro: 16139-181-28-11-05. México.
- Vázquez-Yanes, C., Batis Muñoz, A. I., Alcocer Silva, M. I., Gual Díaz, M. y C. Sánchez-Dirzo. 1999. Árboles y arbustos potencialmente valiosos para la restauración ecológica y la reforestación. Reporte técnico del proyecto J084. CONABIO - Instituto de Ecología, UNAM.



19. GRUPOS FUNCIONALES DE ESPECIES PROMISORIAS PARA LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA CON BASE EN SUS RASGOS DE HISTORIA DE VIDA EN LA RESERVA NATURAL IBANASCA (IBAGUÉ, TOLIMA, COLOMBIA)

Pilar Angélica Gómez Ruiz y Orlando Vargas Ríos
Grupo de Restauración Ecológica, Departamento de Biología
Universidad Nacional de Colombia
pagomezru@unal.edu.co

RESUMEN

En la Reserva Natural Ibanasca, evaluamos 18 rasgos de historia de vida (RHV) asociados a las fases de establecimiento, permanencia y dispersión, de 17 especies de plantas arbóreas pioneras, con el propósito de establecer agrupaciones funcionales de especies y determinar cuáles tienen el mayor potencial para la restauración ecológica del bosque andino en la zona de estudio. Con el análisis de componentes principales encontramos que en los primeros tres ejes se acumulaba el 66% de la varianza y se formaron 4 grupos: uno con solo *Cecropia mutisiana*, otro conformado por *Inga* sp. y *Citharexylum subflavescens*, un tercero con *Solanum sycophanta*, *Croton magdalenensis*, *Brunellia colombiana* y *Oreopanax floribundum*, y el grupo más numeroso: *Saurauia cuatrecasana*, *Tibouchina lepidota*, *Cestrum humboldtii*, *Hedyosmum bonplandianum*, *Bocconia frutescens*, *Siparuna echinata*, *Montanoa quadrangularis*, *Lochroma fuchsoides*, *Weinmannia pubescens* y *Baccharis trinervis*. Los rasgos que más caracterizan estas agrupaciones son altura, área específica foliar, tamaño y peso de las semillas, tipo de dispersión y estrategia de regeneración. Esto representa las diferentes estrategias de los grupos ya que algunos invierten más en crecimiento mientras otros en reproducción. Estudiar los grupos funcionales con base en RHV es una herramienta práctica que permite entender el comportamiento de las especies en un ambiente variable y perturbado.

Palabras clave: Restauración ecológica, bosque andino, grupos funcionales, rasgos de historia de vida, especies pioneras.

INTRODUCCIÓN

La historia de vida de los organismos se refiere a los patrones de crecimiento y desarrollo, a la distribución de la energía y especialmente, a los factores involucrados con la reproducción de los organismos (Ricklefs 1990). Por lo tanto, los rasgos de historia de vida (RHV) se definen como características propias de cada individuo que representan sus respuestas al ambiente en aspectos fisiológicos, morfológicos y ecológicos. Desde el punto de vista funcional, puede decirse que un rasgo es cualquier característica de la planta con un significado adaptativo o estratégico y que puede tener varias expresiones, estados o variar en forma y número (Galina y Van der Maarel 2000), siendo el conjunto de rasgos, características fenotípicas que influyen el desempeño de la especie en determinados ambientes (Zanne y Falster 2010).

Los RHV están asociados con los retos ecológicos del ciclo de vida de todas las plantas: dispersión, establecimiento y persistencia (Weiher *et al.* 1999). La dispersión es afectada principalmente por el aislamiento entre parches de bosques. El establecimiento depende de la disponibilidad de hábitat y de recursos; y la persistencia depende del tamaño de la población, de la fecundidad y viabilidad de las especies, lo cual incluye la capacidad de regeneración vegetativa, la habilidad competitiva y la plasticidad en la respuesta a los cambios en el ambiente (Kolb y Diekmann 2005). Una ventaja del estudio de los RHV es que se pueden deducir relaciones entre ellos, las plantas muestran una amplia variedad de costos-beneficios y correlaciones entre rasgos, lo cual significa que se puede saber de las habilidades funcionales de las especies a partir de un pequeño grupo de rasgos, por ejemplo es bien conocido que el área específica foliar está altamente correlacionada con la tasa relativa de crecimiento (Weiher *et al.* 1999).

El análisis de los RHV en plantas es una herramienta ampliamente utilizada en estudios ecológicos, ya que la información que aportan permite clasificar las especies en grupos funcionales (Pywell *et al.* 2003, Weiher *et al.* 1999), los cuales son conjuntos de especies que exhiben una respuesta similar ante determinadas condiciones ambientales y tienen efectos similares en los procesos ecológicos dominantes (Lavorel y Garnier 2002), con estas agrupaciones se busca predecir las respuestas de los ecosistemas a los cambios inducidos por el hombre a escala global (Díaz y Cabido 1997), también son importantes para proponer modelos de la relación entre vegetación y paisaje, ecología comparativa y evidenciar relaciones entre rasgos y ambiente. Estos

grupos de plantas al presentar respuestas similares al ambiente, producen efectos similares en los principales procesos ecosistémicos como productividad, ciclado de nutrientes o transferencia trófica (Díaz *et al.* 2002).

En procesos de restauración ecológica el conocimiento de los rasgos de historia de vida es de gran utilidad porque permiten un mejor entendimiento de las características ecológicas de la especie de interés que hacen parte del ecosistema y mayor comprensión de cómo se agrupan, interactúan y funcionan como comunidades (Pywell *et al.* 2003); para lograr esto es indispensable unificar metodologías y rasgos comunes a evaluar para poder comparar entre diferentes ecosistemas y especies. En la selección de rasgos se debe tener en cuenta las condiciones de la zona de estudio, los objetivos propuestos y la metodología a emplear ya que hay algunos rasgos que son difíciles de medir o requieren de una gran inversión de tiempo y tecnología. Para esta selección deben considerarse los siguientes criterios: i) los rasgos deben estar relacionados con la respuesta de la planta a la disponibilidad de recursos y restricciones ambientales *in situ*, ii) deben expresar la capacidad de colonizar nuevas áreas y de restablecerse *in situ* después de un disturbio, iii) deben proveer información de las relaciones de la planta con herbívoros, polinizadores y dispersores, y iv) deben ser fáciles de medir en el campo o con herramientas básicas de laboratorio (Díaz y Cabido 1997).

El estado actual de muchos ecosistemas de Colombia es preocupante, debido a la acelerada transformación y casi desaparición de los mismos a causa de actividades antrópicas que afectan directamente el funcionamiento y la dinámica de los ecosistemas. En ecosistemas naturales tropicales hay una amenaza de destrucción constante debido a los disturbios ocasionados por deforestación, expansión de las fronteras agrícola, ganadera y urbana, sobreexplotación de recursos y contaminación, entre otros. Por lo tanto, se requiere del diseño de estrategias para estudiar la estructura, composición y dinámica de los bosques, y así aprovechar las cualidades que poseen las especies nativas en cuanto a protección de los suelos y aguas, conservación de la biodiversidad en sitios de reforestación y para el establecimiento de alternativas sostenibles de producción (Álvarez 2003). En Colombia, el bosque andino y subandino está transformado casi por completo por cultivos, se ha estimado una reducción de cerca del 30% de su extensión original (Kattan 2003). Desde la Colonia, gran parte del área ocupada por este ecosistema ha sido incorporada a la agricultura y la ganadería (Hernández-Camacho y Sánchez 1992). La alta fragilidad de los bosques andinos de montaña, unida a la presión antrópica que tienen por reducción de área, fragmentación, pérdidas bióticas y degradación, los hace uno de los ecosistemas más vulnerables al cambio climático. En tiempos recientes se ha notado también la alta vulnerabilidad de las especies de este ecosistema, a cambios en la precipitación; en los años de ocurrencia severa del fenómeno de El Niño hubo un gran incremento de los incendios forestales, y se observó pérdida de especies (en especial epífitas) en algunos fragmentos de bosque (Van der Hammen 1997). Debido a los múltiples factores que están incidiendo sobre el funcionamiento y existencia de los bosques andinos, es necesario estudiar algunas de sus especies nativas que pueden ayudar en la recuperación de este ecosistema.

Este estudio es clave para el área de la Reserva Natural Ibanasca, debido a su importancia regional al conservar el bosque andino aledaño al cañón del río Combeima, que es la principal fuente del acueducto de la ciudad de Ibagué. Un mejor conocimiento de las especies nativas de la región es fundamental para el adecuado planteamiento de programas de restauración ecológica. El objetivo de esta investigación fue evaluar las especies potenciales para la recuperación de este ecosistema por medio de diferentes rasgos de historia de vida, determinar cuáles rasgos y especies caracterizan los diferentes grupos funcionales en la reserva y así poder predecir su desempeño ecológico en la restauración ecológica del ecosistema disturbado.

MATERIALES Y MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDIO

La Reserva Natural Ibanasca (4° 34' N y 75° 19' W) está ubicada en el corregimiento de Juntas, municipio de Ibagué (Tolima, Colombia), entre 1900 y 4000 m. Comprende la parte alta de la cuenca del río Combeima y hace parte de la zona de amortiguamiento del Parque Nacional Natural Los Nevados (Figura 1). La Reserva tiene un área de 1.859 Ha de las cuales 1.613 corresponden a bosque altoandino y páramo, las restantes son plantaciones forestales de especies exóticas o potreros. En ella nacen las quebradas: La Azufrera, La Florida, El Termal y Las Perlas. Además, cruzan la reserva las quebradas: Las Juntas, Los Andes, El Silencio y La Lechosa, que abastecen al río Combeima (Birdlife internacional 2010). Por su ubicación geográfica y altitudinal, el clima es frío y húmedo, con temperaturas entre 12,5° y 17,5° C (Barrero y Alarcón 2005).



Figura 1. Mapa de ubicación de la Reserva Natural Ibanasca. Tomado de Birdlife International.

SELECCIÓN DE ESPECIES Y RASGOS

Durante varios recorridos por diferentes sectores de la reserva, seleccionamos 17 especies arbóreas nativas del bosque andino, de las cuales recolectamos muestras botánicas y posteriormente fueron identificadas con ayuda de claves taxonómicas, otra literatura (Vargas 2002, Barrero y Alarcón 2005) y revisión de especialistas en el Herbario Nacional Colombiano (COL) (Tabla 1).

Tabla 1. Listado de las especies evaluadas en la Reserva Natural Ibanasca (Ibagué, Tolima).

Familia	Especies
Actinidaceae	<i>Saurauia cuatrecasana</i> R.E. Schult.
Araliaceae	<i>Oreopanax incisus</i> (Willd. ex Schult) Decne. & Planch.
Asteraceae	<i>Baccharis trinervis</i> Pers.
Asteraceae	<i>Montanoa quadrangularis</i> Sch. Bip.
Brunelliaceae	<i>Brunellia colombiana</i> Cuatrec.
Cecropiaceae	<i>Cecropia mutisiana</i> Mildbr.
Chloranthaceae	<i>Hedyosmum bonplandianum</i> Kunth
Cunnoniaceae	<i>Weinmannia pubescens</i> Kunth
Euphorbiaceae	<i>Croton magdalenensis</i> Müll. Arg.
Melastomataceae	<i>Tibouchina lepidota</i> (Bonpl.) Baill.
Mimosaceae	<i>Inga</i> sp.
Monimiaceae	<i>Siparuna echinata</i> (Kunth) A. DC.
Papaveraceae	<i>Bocconia frutescens</i> L.
Solanaceae	<i>Cestrum humboldtii</i> Francey
Solanaceae	<i>Ichroma fuchsoides</i> (Bonpl.) Miers
Solanaceae	<i>Solanum sycophanta</i> Dunal
Verbenaceae	<i>Citharexylum subflavescens</i> S.F. Blake

Seleccionamos los rasgos de historia de vida (RHV) con base en los principales retos ecológicos a los que se enfrentan las plantas: la dispersión, el establecimiento y la persistencia. También tuvimos en cuenta los rasgos usados frecuentemente en otros estudios y que fueran fáciles de medir en términos de tiempo y esfuerzo (Tabla 2).

Tabla 2. Rasgos de historia de vida evaluados.

Fase	Rasgos	Referencia	Tipo de variable
Dispersión	Tipo de semilla	Weiher <i>et al.</i> 1999, Lavorel <i>et al.</i> 1998, Díaz 1997, Knevel <i>et al.</i> 2003, Pywell <i>et al.</i> 2003	Categórica
	Peso de la semilla (g)		Continua
	Tamaño de la semilla (mm)		Continua
	Número de semillas por fruto		Continua
	Tipo de dispersión		Categórica
Establecimiento	Área Esp. Foliar (cm ² /g)	Weiher <i>et al.</i> 1999, Lavorel <i>et al.</i> 1998, Díaz 1997	Continua
	Peso de la semilla (g)		Continua
	Área Foliar (cm ²)		Continua
Persistencia	Altura (m)	Weiher <i>et al.</i> 1999, Díaz 1997, Lavorel <i>et al.</i> 1998, Knevel <i>et al.</i> 2003, Pywell <i>et al.</i> 2003	Continua
	Estrategia de regeneración		Categórica
	Forma de crecimiento		Categórica
	Área Específica Foliar (cm ² /g)		Continua
	Tipo de hoja		Categórica
	Ramificación		Categórica
	Presencia de exudados		Categórica
	Presencia de espinas		Categórica
	Tipo de polinización		Categórica
Otros	Producción de hojarasca	Observaciones en campo	Categórica
	Modelo Arquitectural		Categórica
	Tolerancia a la luz		Categórica

CAPTURA DE INFORMACIÓN

Durante la fase de campo, ubicamos 5 individuos de cada especie y tomamos datos de los siguientes rasgos: altura, forma de crecimiento, ramificación, presencia de espinas y exudados, tipo de hoja, estrategia de regeneración, tolerancia a la luz y producción de hojarasca. Para medir el área foliar usamos 5 hojas de cada individuo, que se calcaron sobre papel periódico y luego se midieron usando un planímetro Licor LI 1300A. Posteriormente, las hojas fueron preservadas en alcohol al 70%, luego secadas en una estufa a 70° C durante dos días y luego se pesaron para obtener el área específica foliar (relación área foliar/peso seco) (Gunn *et al.* 1999). Para los rasgos relacionados con la semilla recolectamos los frutos de todos los individuos en fructificación, sin embargo sólo en algunas especies fue posible encontrar frutos en todos los individuos evaluados. Los frutos carnosos se preservaron en alcohol al 70% y luego secados en estufa a 50° C durante un día, los frutos secos se mantuvieron en bolsas plásticas en estufa a 15° C.

Para determinar el número de semillas por fruto, contamos manualmente las semillas de varios frutos por individuo, posteriormente se hizo un promedio por individuo y luego un promedio por especie. Por cada individuo medimos 5 semillas con una regla milimétrica usando un estereoscopio Carl Zeiss Stemi DV4 y el mismo número de semillas se pesó en una balanza Precisa XT 220^a. Con los datos obtenidos hicimos un promedio por individuo y luego por especie. El tipo de semilla se determinó con base en su aspecto morfológico (Moreno 1984). El tipo de dispersión (Zunino 2003) y de polinización se determinó con base en el tipo de semilla e información obtenida de literatura para algunas especies. Para el modelo arquitectural tuvimos en cuenta el nivel de ramificación y el porte, con base en esto, se asignó un modelo para cada especie teniendo en cuenta una clave ilustrada de modelos arquitecturales de árboles tropicales (Hallé *et al.* 1978).

ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Organizamos los datos en una matriz general de 17 especies por 18 rasgos, en donde las variables cualitativas se categorizaron de forma que quedaran todas numéricas. Con el programa estadístico PAST versión 1.95 (Hammer *et al.* 2001), realizamos un primer análisis de componentes principales (ACP) para resumir la información de todas las variables en nuevos ejes no correlacionados y ver la distribución de las especies con base en su similaridad (Legendre y Legendre 1998). Teniendo en cuenta este resultado y con la matriz de correlaciones de cada eje nuevo con cada variable, se eliminaron del análisis las cuatro variables que menos aportaban para los primeros dos ejes (presencia de espinas, tolerancia a la luz, tipo de polinización y producción de hojarasca), y con la nueva matriz se hizo el último ACP, para ver cómo el conjunto de las variables explicaba la distribución de las especies y sus posibles agrupaciones.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Como resultado del análisis de componentes principales, encontramos que en los primeros dos ejes se acumula el 54% de la varianza, contando con el tercer eje acumularíamos el 66% de la varianza explicada (Tabla 3).

Tabla 3. Porcentaje de varianza acumulada para cada eje según ACP y aporte de cada variable en los tres ejes principales.

	Eigenvalue	% Varianza acumulada	Variable	Eje 1	Eje 2	Eje 3
1	4.76788	34.056	Altura	0.7879	-0.07486	0.1653
2	2.76082	19.72	Área foliar	0.7477	0.3747	0.07185
3	1.6975	12.125	Semillas por fruto	0.7126	0.4366	-0.0233
4	1.41339	10.096	Banco semillas	0.6702	-0.4849	-0.08599
5	1.07959	7.7114	Tipo dispersión	0.5092	-0.2522	0.3581
6	0.754389	5.3885	Exudados y/o pelos	0.3904	0.3265	0.4009
7	0.536508	3.8322	Peso semilla	0.2187	-0.8911	-0.1978
8	0.379531	2.7109	Tamaño semilla	0.1398	-0.9474	-0.007879
9	0.254452	1.8175	Tipo hoja	-0.27	-0.5174	0.693
10	0.153537	1.0967	Tipo semilla	-0.527	-0.02072	0.1783
11	0.118873	0.84909	Área específica foliar	-0.5877	-0.02297	0.6729
12	0.0689691	0.49264	Ramificación	-0.6559	-0.166	-0.4062
13	0.0117137	0.08367	Regeneración	-0.6646	0.1674	0.3329
14	0.00283986	0.020285	Hábito	-0.7641	0.05328	-0.2971

Este resultado indica que hay una gran variabilidad en los datos ya que sólo 66% de la varianza se explica en los tres primeros ejes. En el caso del primer eje, las variables que más aportan son altura, área foliar y número de semillas por fruto, lo cual desde un punto de vista ecológico nos habla de que en general, estas especies son de porte alto, con un área foliar grande y con abundante producción de semillas. Estos rasgos son característicos de especies pioneras o intermedias en la sucesión las cuales deben competir por recursos lumínicos y para ello invierten más en crecimiento, para tener mayor dispersión producen muchas semillas que generalmente son pequeñas y de corta viabilidad, se arriesgan para producir muchas aunque sólo algunas logren establecerse y crecer en otro lugar. En el segundo eje, la mayor correlación se encuentra nuevamente con el número de semillas por fruto y área foliar indicando que estas dos variables son muy determinantes en el desempeño ecológico de estas especies, puesto que la inversión energética que deben hacer para producir las semillas o crecimiento de las hojas, es variable de acuerdo a la disponibilidad de recursos. En el tercer eje, las variables más relacionadas son el tipo de hoja y el área específica foliar lo cual significaría que tipos de hojas poco suculentas pueden alcanzar mayores tamaños que les permitiría captar mayor luz, ya que el área específica foliar aumenta a mayor requerimiento de recurso lumínico (Pérez Amaro *et al.* 2004)

Con base en la gráfica del análisis de componentes principales (Figura 2), se conformaron cuatro agrupaciones de las especies. En primer lugar identificamos como la especie más distante de todo el grupo a *Cecropia mutisiana* (Grupo 1), hacia el centro en la parte inferior hay un grupo conformado por *Inga* sp. y *Citharexylum subflavescens* (Grupo 2), arriba de este grupo encontramos la agrupación de *Solanum sycophanta*, *Croton magdalenensis*, *Brunellia colombiana* y *Oreopanax floribundum*, finalmente hacia la izquierda de la gráfica encontramos el grupo más numeroso de especies conformado por: *Saurauia cuatrecasana*, *Tibouchina lepidota*, *Cestrum humboldtii*, *Hedyosmum bonplandianum*, *Bocconia frutescens*, *Siparuna echinata*, *Montanoa quadrangularis*, *Iochroma fuchsioides*, *Weinmannia pubescens* y *Baccharis trinervis* (Grupo 4). La disposición de las especies en estas agrupaciones responde a los rasgos más distintivos que muestra cada conjunto, interpretándose como la similaridad ecológica en respuesta a la intervención antrópica de la zona.

Uno de los rasgos más determinantes para la distribución de las especies a lo largo de los ejes fue el área específica foliar que es un buen indicador y está altamente correlacionado con la tasa relativa de crecimiento -incremento de biomasa por unidad de biomasa presente por unidad de tiempo- (Weiher *et al.* 1999, Díaz 1997). Dentro del grupo 4 encontramos a *Montanoa*, *Bocconia*, *Siparuna*, *Iochroma*, *Baccharis*, *Cestrum* y *Saurauia* que presentan los valores más altos de área específica foliar, lo que permite inferir que son las especies de mayor y más rápido crecimiento. Esta relación entre área específica foliar y tasa de crecimiento puede corroborarse en el caso de *Montanoa quadrangularis*, se sabe es una especie de rápido crecimiento, que durante

sus primeros dos años de vida alcanza una tasa de crecimiento diaria de un centímetro (Álvarez 2003) y también para *Bocconia frutescens* que se reporta como una especie de rápido crecimiento (véase Rodríguez *et al.* 1984 en Navas 2004). Un crecimiento acelerado es una habilidad muy importante para las plantas pioneras porque de esta manera pueden eliminar más fácil a otras plantas que están compitiendo por colonizar un espacio determinado y aprovechar más recursos como nutrientes, luz y agua, entonces tener una mayor tasa de crecimiento, puede asociarse con la habilidad de crecer rápidamente cuando los recursos están fácilmente disponibles (Crawley 1997).

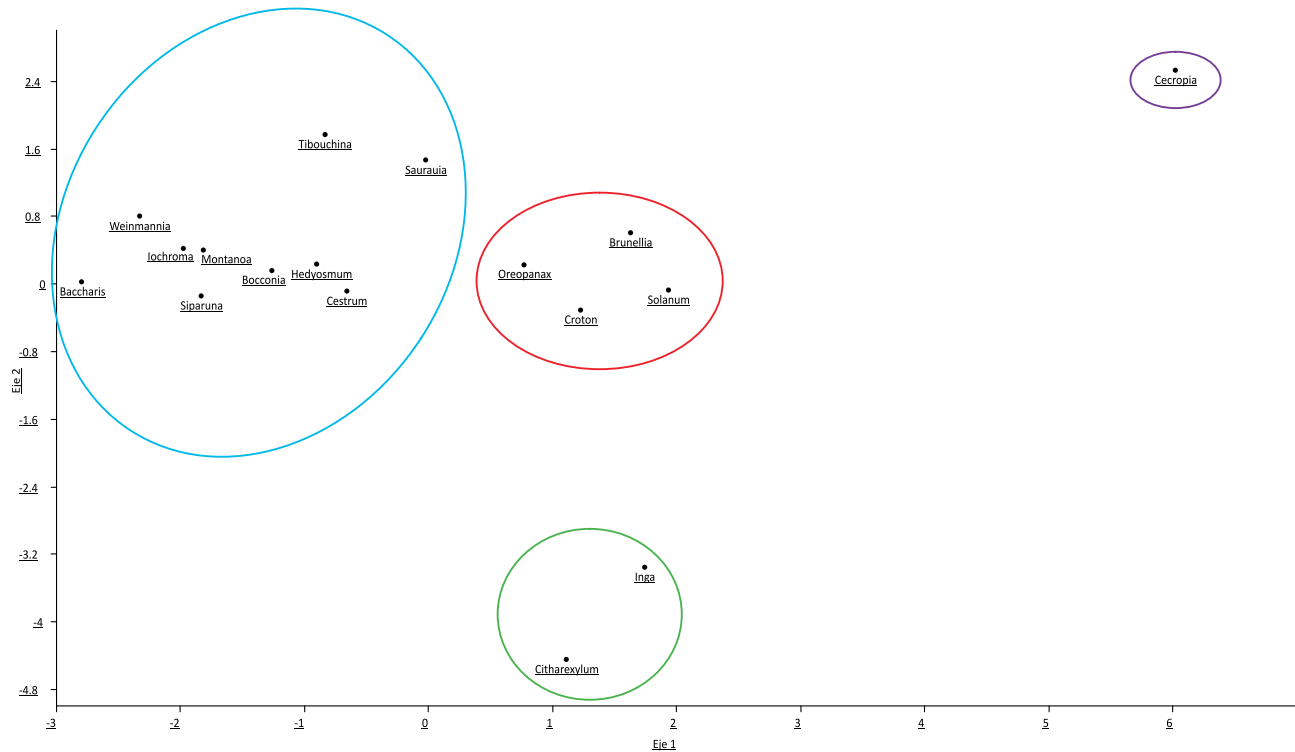


Figura 2. Distribución de las especies con base en el ACP para los dos primeros ejes. Grupo 1 (○), grupo 2 (○), grupo 3 (○), grupo 4 (○).

Otro rasgo importante es la altura, el cual define al grupo 3 de *Solanum*, *Brunellia*, *Oreopanax* y *Croton*, que son las especies de mayor porte dentro del paisaje. Este rasgo está muy relacionado con el recurso lumínico, ya que un incremento en la competencia por luz favorece un aumento de la inversión en altura (Crawley 1997). Las habilidades competitivas pueden variar a lo largo de gradientes ambientales por lo que no se puede decir que cierto rasgo se relaciona con una alta habilidad competitiva en todos los casos, sin embargo, la altura de la planta sí es un rasgo importante que responde a esa habilidad (Weiher *et al.* 1999). Las especies de este grupo son buenas competidoras ya que según la definición de Grime (1979) las competidoras crecen vigorosamente, tienen gran estatura (Pywell *et al.* 2003) y también se caracterizan por sus áreas foliares grandes, que según los resultados es un rasgo que se correlaciona positivamente con la altura. Esto puede interpretarse como una inversión en crecimiento generalizada ya que si se crece en altura por la competencia por luz, también debe invertirse en tamaños de hojas grandes que puedan aprovechar más la luz para la fotosíntesis. Las especies del grupo 4 son especies de menor altura, lo que indicaría un crecimiento lento o podría ser que no están creciendo más porque ya llegaron a su altura máxima, ya que las plantas tienden a crecer solamente lo necesario para competir (Crawley 1997).

Los rasgos relacionados con la semilla también fueron muy importantes para la formación de los grupos ya que especies como *Citharexylum* e *Inga*, integrantes del grupo 2, tienen las semillas más grandes y pesadas. El peso de la semilla está positivamente asociado con el establecimiento de las plántulas, ya que especies con semillas pesadas tienden a tener un mejor establecimiento cuando compiten con sus vecinos (Weiher *et al.* 1999), además pueden germinar más rápido y ser más tolerantes a la defoliación (Crawley 1997). Sin embargo, producir semillas de gran tamaño y peso, implica una reducción en el número de semillas ya que se invierten más recursos en semillas robustas que en semillas más pequeñas y abundantes, tienen una mayor tasa de depredación, menor supervivencia en el banco de semillas (Pywell *et al.* 2003) y una dispersión limitada (Crawley 1997). *Inga* y *Citharexylum* se pueden considerar como especies presentes en sucesiones intermedias, su principal característica es la producción de semillas relativamente grandes.

Una de las especies más particulares es *Cecropia mutisiana*, única especie del grupo 1, que se distingue por su gran altura y área foliar muy grande que indica que es una especie competidora que invierte sus recursos en crecimiento para aprovechar al máximo la luz, también por su abundante producción de semillas pequeñas, lo cual favorece una mayor dispersión en términos de distancia y menor probabilidad de ser consumidas por granívoros (Crawley 1997). Esta especie es muy importante en sucesiones secundarias y para procesos de restauración ecológica ya que es reconocida por tener característica de pionera como un crecimiento rápido y altos niveles de producción de hojarasca (Vázquez-Yanes 1985).

Otro rasgo importante es el tipo de dispersión, para alcanzar mayores distancias es más favorable contar con una dispersión anemócora propia de semillas pequeñas y ligeras (Weiher *et al.* 1999), ya que el viento puede transportar las semillas a muchos kilómetros de distancia y permitir colonizar sitios inaccesibles, pero este tipo de dispersión también puede ser limitado por barreras espaciales como pendientes muy pronunciadas o los cañones creados por la acción erosiva de un río como el cañón del Combeima; este tipo de dispersión es característico sólo de algunas especies del grupo 4 (*Weinmannia*, *Montanoa*, *Tibouchina* y *Baccharis*). La dispersión endozoócora que es por la ingestión de las semillas por parte de aves y mamíferos, fue la más común entre el grupo de especies y es importante porque pueden alcanzar distancias amplias, además muchas de las semillas que son ingeridas por los animales vuelven a encontrarse intactas y viables (Zunino 2003). La estrategia de regeneración es muy importante para que las plantas puedan ser tolerantes a diferentes clases de disturbios y para ello es fundamental que puedan generar rebrotes vegetativos como mecanismo de recuperación (Noble y Slatyer 1980), además es una buena estrategia cuando no hay los suficientes recursos para producir semillas (Pywell *et al.* 2003), por lo tanto es muy valioso para una especie, contar con ambas estrategias de regeneración que les proporciona mayor capacidad de adaptarse respecto a las variaciones ambientales.

Después de la evaluación e interpretación de los rasgos más distintivos de las especies evaluadas y cómo estos las agrupan según sus adaptaciones y respuestas al ambiente, puede decirse que los rasgos de historia de vida que más caracterizan a estas especies pioneras son la abundante producción de semillas de fácil dispersión (Ricklefs 1990) y de tamaño pequeño, que les permiten reproducirse rápidamente y colonizar otros sitios antes que otras especies, una tasa de crecimiento rápida representada en un área específica foliar grande (Weiher *et al.* 1999), hojas grandes lo que se refleja por valores altos de área foliar y la capacidad de regeneración vegetativa. Las diferentes agrupaciones son coherentes con los diferentes estados de sucesión que pueden encontrarse en los remanentes de bosque de la reserva, ya que el grupo 4 representa las especies más pioneras que son arbolitos de rápido crecimiento, con regeneración vegetativa y abundante ramificación, por otra parte esta *Cecropia mutisiana* que se mantiene aislada del resto de especies por su gran área foliar y producción de número de semillas que la hace ideal para recuperación de áreas potrerizadas, ya que la sombra que genera con su cobertura elimina a los pastos por competencia y finalmente los grupos 2 y 3, de especies de sucesión más tardía que son las que perduraran más en el bosque recuperado y que permiten mantener los procesos ecosistémicos vitales de estos bosques. Estudiar los rasgos de historia de vida y analizarlos desde la perspectiva de grupos funcionales puede ser una herramienta muy útil para entender las respuestas de las especies ante el cambio climático y uso de la tierra, además de cómo se afectan los procesos ecosistémicos. Con base en el anterior análisis, proponemos como las mejores especies para procesos de restauración ecológica de la Reserva Natural Ibanasca a *Cecropia mutisiana*, *Bocconia frutescens*, *Iochroma fuchsoides*, *Saurauia cuatrecasana*, *Tibouchina lepidota*, *Solanum sycophanta*, *Montanoa quadrangularis*, *Croton magdalenensis* y *Weinmannia pubescens* ya que éstas especies son las que mejor representan la mayoría de los rasgos evaluados y por lo tanto tienen un alto potencial para recuperar las zonas degradadas o alteradas de la reserva.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos especialmente a David Bejarano, director científico de la Reserva Natural Ibanasca por facilitar el acceso, estadía en la Reserva y recursos aportados para el trabajo en campo. Al laboratorio de Ecología del Departamento de Biología por el préstamo de equipos e instalaciones y a los compañeros del Grupo de Restauración Ecológica que participaron en este proyecto.

LITERATURA CITADA

- Álvarez, L. M. (Ed.). 2003. Biología, Uso y Manejo del Arboloco (*Montanoa quadrangularis*). Editorial Universidad de Caldas. Manizales. Colombia.
- Barrero, E. y J. Alarcón. 2005. Flora del Cañón del Combeima. Usos y particularidades de árboles y arbustos del cañón del Combeima, Municipio de Ibagué, Tolima. Editorial Fundación Yulima. Ibagué. Colombia.
- Birdlife International. Áreas importantes para la conservación de las aves, ficha Reserva Natural Ibanasca. <http://www.birdlife.info/neotropical/sitefactsheet.asp?sid=14475>. Último acceso: Nov 2 de 2010. <http://www.birdlife.info/neotropical/show-image.asp?t=3&i=14475.jpg>

- Crawley, M. (Ed.). 1997. Plant Ecology. Blackwell Science. Reino Unido.
- Díaz, S. y M. Cabido. 1997. Plant functional types and ecosystem function in relation to global change. *Journal of Vegetation Science* 8: 463-474.
- Díaz, S., Gurvich, D., Pérez-Harguindeguy, N. y M. Cabido. 2002. ¿Quién necesita tipos funcionales de plantas?. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 37 (1-2): 135 - 140
- Galina, S. y E. Van der Maarel. 2000. Plant functional types- a strategic perspective. *Journal of Vegetation Science* 11:917-922.
- Grime, J. 1979. Plant strategies and vegetation processes. Jhon Wiley & Sons Ltda. New York.
- Gunn, S., Farrar, J., Collis, B. y M. Nason. 1999. Specific leaf area in barley: individual leaves versus whole plants. *New Phytologist* 143: 45-51.
- Hallé, F., Oldeman, V. y P. Tomlinson. 1978. Tropical trees and forest, an architectural analysis. Springer-Verlag. Berlín. Alemania.
- Hammer, Ø., Harper, D. y P. D. Ryan. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9pp.
- Hernández-Camacho, J. y H. Sánchez. 1992. Biomas Terrestres de Colombia. En: Halffter, G. (comp.) La diversidad biológica de Iberoamérica I. *Acta Zoológica Mexicana*, nueva serie. Volumen Especial. CYTED Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el desarrollo. Instituto de Ecología.
- Kattan, G. 2003. Bosques Andinos y Subandinos del departamento del Valle de Cauca, Colombia. Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca. Santiago de Cali, Colombia.
- Knevel, I., Bekker, R., Bakker, J. & M. Kleyer. 2003. Life-history traits of the Northwest European flora: The LEDA database. *Journal of Vegetation Science* 14: 611-614.
- Kolb, A. y M. Diekmann. 2005. Effects of Life-History Traits on Responses of Plant Species to Forest Fragmentation. *Conservation Biology*, Vol.19 (3): 929-938.
- Lavorel, S., Touzard, B., Lebreton, J.-D. & B. Clément. 1998. Identifying functional groups for response to disturbance in an abandoned pasture. *Acta Oecológica* 19: 227-240.
- Lavorel, S. y E. Garnier. 2002. Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology* 16: 545-556.
- Legendre, P. y L. Legendre. 1998. Numerical Ecology. Elsevier Science. Amsterdam. Holanda.
- Moreno, N. 1984. Glosario Botánico Ilustrado. Instituto Nacional de Investigaciones sobre recursos botánicos. Compañía Editorial Continental S.A. México.
- Navas, A. 2004. Las hierbas también son árboles, crecimiento y arquitectura de *Bocconia frutescens*. Tesis de Pregrado de Biología. Facultad de Ciencias. Universidad de Los Andes.
- Noble, I. y R. Slatyer. 1980. The use of vital attributes to predict successional changes in plant communities subject to recurrent disturbances. *Vegetatio* 43: 5 -21.
- Pérez-Amaro, J., García, E., Enriquez, J., Quero, A., Pérez, J. y A. Garay. 2004. Análisis de crecimiento, área específica foliar y concentración de nitrógeno en hojas de pasto "mulato" (*Brachiaria* híbrido, cv.). *Técnica Pecuaria en México* 42(3): 447-458.
- Pywell, R., Bullock, J., Roy, D., Warman, L., Walker, K. & P. Rothery. 2003. Plant traits as predictors of performance in ecological restoration. *Journal of Applied Ecology* 40: 65-77.
- Ricklefs, R. 1990. Ecology. W. H. Freeman and Company. New York. USA.

- Van der Hammen, T. 1997. Diversidad Biológica. Informe Nacional sobre el estado de la biodiversidad (Colombia). IAvH – MMA. Bogotá
- Vargas, W. 2002. Guía Ilustrada de las plantas de las montañas del Quindío y los Andes Centrales. Editorial Universidad de Caldas. Manizales. Colombia.
- Vázquez-Yanes, C. & S. Guevara. 1985. Caracterización de los grupos ecológicos de árboles de la selva húmeda, pp: 67-78. En: Gómez, A. & S. Amo (Eds.). Investigaciones sobre la regeneración de selvas altas en Veracruz, México. Parte II. Editorial Alhambra Mexicana. México.
- Weiher, E., Van der Werf, A., Thompson, K., Roderick, M., Garnier, E. & O. Erksson. 1999. Challenging Theophrastus: a common core list of plant traits for functional ecology. *Journal of Vegetation Science* 10: 609-620.
- Zanne, A. y D. Falster. 2010. Plant functional traits linkages among stem anatomy, plant performance and life history. *New Phytologist* 185: 348-351.
- Zunino, M. y A. Zullini. 2003. Biogeografía, la dimensión espacial de la evolución. Fondo de la Cultura Económica. México.



20. SÍNTESIS SIMPOSIO SOBRE SELECCIÓN DE ESPECIES VEGETALES PARA LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA

Carolina Castellanos¹, Pilar Gómez-Ruiz² & Natalia Rodríguez³

1. Investigadora asociada Grupo de Restauración Ecológica
y Fundación Ecosistemas Secos de Colombia
carcastellanos@yahoo.es

2. Investigadora Grupo de Restauración Ecológica, MSc (c) Ciencias Biológicas,
línea Ecología, Universidad Nacional de Colombia
pagomezru@unal.edu.co

3. Investigadora asociada Grupo de Restauración Ecológica
Investigadora Jardín Botánico de Bogotá José Celestino Mutis
naty_rr@yahoo.com

RESUMEN

Durante el simposio de *Selección de especies vegetales para la restauración* se presentaron trabajos llevados a cabo en una amplia variedad de ecosistemas, lo cual refleja la importancia de este paso en la planeación y puesta en marcha de proyectos de restauración a diferentes escalas. A lo largo de la jornada, se expusieron investigaciones relacionadas con los tipos y criterios de selección de especies vegetales, las técnicas para la obtención del material de vegetal y los factores que determinan el establecimiento y posterior desempeño de las plantas, tanto en términos de supervivencia y desarrollo, como su papel en el proceso de restauración. El simposio demostró la conveniencia de relacionar información de la ecología de las especies y su desempeño en el funcionamiento del ecosistema, con resultados en términos prácticos de investigaciones a cerca de su potencial e idoneidad para proyectos específicos, los métodos de obtención y características del material vegetal.

Palabras clave: Restauración ecológica, selección de especies, atributos vitales, propagación, establecimiento, material vegetal.

INTRODUCCIÓN

La planeación de cualquier proyecto de restauración tiene, en general, cinco pasos fundamentales: la evaluación del área a restaurar, el diseño de las estrategias de restauración, la selección y propagación de las especies vegetales a usar, la implementación de las estrategias y su monitoreo. Escoger las especies a utilizar en las diferentes estrategias es fundamental para cada proceso, ya que de su acertada selección y utilización depende el éxito de la restauración. Con base en la evaluación inicial, las características del área a restaurar y los objetivos del proyecto se pueden seleccionar especies con ciertos atributos vitales como: crecimiento rápido, tolerancia a la luz y atrayentes de fauna, entre muchos otros. Cada caso es particular y responde a la historia de disturbio a la que haya sido sometida el área afectada.

En la literatura los criterios para la selección de especies en la restauración son un tema ampliamente documentando. En términos generales, se sugiere: usar especies locales, de crecimiento rápido, resistentes a condiciones limitantes, con nula tendencia a adquirir propagación malezoide o invasora, que presenten alguna utilidad para las comunidades, que favorezcan el restablecimiento de otras poblaciones de flora y fauna locales y que sean de fácil propagación (Vásques-Yañez y Batis 1996). Estos criterios son el resultado de discusiones en torno al tema, experiencias en campo de diferentes investigadores y algo de uso común; lo que los hace un buen punto de inicio en este proceso.

En términos locales, sin embargo, los criterios de selección se encuentran sujetos a los objetivos del proyecto, y pueden ser asociados con dos tipos de acercamientos, una selección dirigida y otra más amplia. La selección de especies dirigida se presenta en proyectos que buscan incrementar la abundancia o reintroducir grupos taxonómicos de interés por su papel ecológico, su importancia para la biodiversidad del país o porque se encuentran bajo algún tipo de amenaza. La selección de especies es más amplia cuando se constituyen mezclas de especies, por lo general nativas, con las cuales se busca acelerar la sucesión e incrementar la cobertura vegetal en sitios con algún nivel de disturbio.

TRABAJOS PRESENTADOS

- Adrián Escudero y José María Iriondo. Restauración de poblaciones de plantas amenazadas.
- Ruth Díaz-Martín, Carolina Castellanos y Consuelo Bonfil. Propagación y establecimiento de dos especies de *Bursera* como herramienta para la restauración de bosques tropicales secos en México.
- Gerson Mora, Alicia Cáceres, Gisela Cuenca y Erasmo Meneses. Efecto de la inoculación con hongos micorrízicos arbusculares (HMA) sobre el crecimiento de *Pachira quinata* la reserva forestal de Caparo.
- William Vargas-G., Fabio Lozano y Luis Miguel Renjifo. La capacidad de rebrote de las especies arbóreas, su potencial en el establecimiento de cercas vivas y en la aceleración de procesos de sucesión y restauración.
- Omar Melo Cruz, Nathaly Rodríguez Santos, Karen Reina Ramírez, Ferney Rojas Ramírez y Nilton Castellanos. Acumulación de biomasa y fijación de carbono de cinco especies arbóreas y arbustivas utilizadas en el Programa de restauración del Parque Ecológico “La Poma”, Municipio de Soacha, Cundinamarca, Colombia.
- Alba Lucía Montenegro y Orlando Vargas. Atributos vitales de especies leñosas en bordes de bosque altoandino de la reserva forestal de Cogua (Colombia).
- Wilson Fernando Gómez. Estrategia de propagación de especies forestales dentro del corredor de conservación de robles (Guantiva - La Rusia - Iguaque).
- Pilar Angélica Gómez-Ruiz y Orlando Vargas-Ríos. Selección de especies promisorias para la restauración ecológica con base en sus rasgos de historia de vida. El caso de la reserva natural Ibanasca (Ibagué, Tolima).
- Omar Melo Cruz, Nathaly Romero Santos y Karen Reina Ramírez. Resistencia al fuego de las poblaciones naturales de nogal (*Cordia alliodora*), en áreas de bosque seco tropical del valle geográfico del río Magdalena, Departamento del Tolima.
- Liliana Elizabeth Rubio-Licon y Silvia Romero Ragel. Reintroducción de *Quercus L.* en el Estado de México.

SÍNTESIS DEL SIMPOSIO

A continuación se presenta una síntesis de los trabajos presentados en el simposio de Selección de Especies para la Restauración del I Congreso Colombiano de Restauración Ecológica y II Simposio de Experiencias en Restauración Ecológica.

Tomando como contexto las especies amenazadas en España, Adrián Escudero presentó las etapas básicas a considerar para una correcta planeación de la restauración de poblaciones vegetales, incluyendo la evaluación preliminar sobre el estado actual y la detección de las causas del decline, el desarrollo de técnicas apropiadas de propagación y la definición de metas y objetivos claros. Las etapas señaladas se consideran puntos de quiebre por los cuales los proyectos de este tipo no han sido exitosos.

En México, los trabajos realizados con *Bursera*, por Consuelo Bonfil y colaboradores, y con *Quercus*, por Liliana Rubio-Licon y Silvia Romero-Rangel, constituyen intentos puntuales de reintroducción de poblaciones. Estos obedecen a la alta diversidad que ambos géneros presentan en ese país y la acelerada pérdida de los tipos de vegetación donde cada uno es un elemento estructural dominante, los bosques secos tropicales y los bosques templados respectivamente. La reintroducción de plantas en estas estrategias, ha sido acompañada por el desarrollo de las técnicas de propagación específicas y en el caso de *Bursera*, cabe resaltar que debido a los bajos porcentajes de germinación se han desarrollado de forma exitosa protocolos para la propagación a partir de estacas (Bonfil *et al.* 2007, Bonfil *et al.* 2008, Castellanos 2009). A su vez, ambos grupos de investigación, realizaron pruebas de establecimiento en campo en ambientes con diferentes grados de disturbio y aunque presentan supervivencias menores (20% - 50%) a las observadas en otras especies pioneras, al ser géneros característicos de estadios sucesionales más avanzados, los resultados son promisorios y presentan información que permite hacer mejoras a las técnicas e incrementar estos porcentajes.

Por otro lado, la selección de especies se realiza a partir de observaciones en campo sobre la estructura y composición de ecosistemas de referencia y también obedecen a especies de uso común por las comunidades cercanas. Una herramienta de gran utilidad es el estudio de atributos vitales y grupos funcionales. Los atributos vitales son cualidades propias de cada individuo de tipo fisiológico, morfológico, anatómico y ecológico que representan respuestas ante las condiciones ambientales de un sitio determinado y/o que se consideran relevantes por su efecto en el funcionamiento del ecosistema (Díaz y Cabido 2001). Dado que cada historia de vida y cada hábitat son únicos, los rasgos reflejan las estrategias de las especies para adap-

tarse a ambientes particulares, en distintas etapas de su ciclo de vida (Loehle 2000). Los grupos funcionales se refieren a las agrupaciones de especies que pueden conformarse dependiendo de sus respuestas similares al ambiente y/o efectos comunes sobre los procesos ecológicos de los ecosistemas (Lavorel & Garnier 2002). En las comunidades vegetales es muy importante el conocimiento de las historias de vida de las especies, ya que son fundamentales para comprender la dinámica de la sucesión, base de los procesos de restauración ecológica. Respecto a estas temáticas, se presentaron dos trabajos relacionados con ecosistemas andinos que evalúan el uso de esta herramienta para identificar grupos funcionales con potencial para la restauración de zonas degradadas en la Reserva Natural Ibanasca (Tolima, Colombia), realizado por Pilar Gómez-Ruiz, en donde se evaluaron varios rasgos de historia de vida que permitieron proponer agrupaciones de especies con diferente potencial para la restauración de la zona. Los rasgos que más caracterizan las diferentes agrupaciones son altura, área específica foliar, tamaño y peso de las semillas, tipo de dispersión y estrategia de regeneración. En la Reserva Forestal de Cogua (Cundinamarca, Colombia), trabajo realizado por Alba Montenegro, las especies seleccionadas corresponden en principio a especies pioneras que se ubican en los bordes de los bosques y que actúan en el avance de la línea de bosque sobre las matrices herbáceas. Dentro de los rasgos que caracterizan este grupo de especies podemos mencionar la tolerancia fisiológica, la formación de bancos de semillas, una alta producción de semillas, propagación vegetativa y tasas rápidas de crecimiento; en conjunto estos rasgos les confieren una mayor resistencia a las condiciones de la matriz en comparación con otras especies. Ambos trabajos se realizaron con colaboración de Orlando Vargas-Ríos.

Una vez seleccionadas las especies, las cuales como mencionamos son en su gran mayoría características del área de estudio, es necesario desarrollar técnicas para la producción exitosa de material vegetal. El proceso de producción de material vegetal en los proyectos presentados, se caracterizó por el uso frecuente de plantas producidas de forma local en comparación con plantas obtenidas de fuentes externas. La colección de material vegetal local incrementa la adaptación de las plantas a las condiciones naturales y presenta un beneficio económico para los restauradores. Aunque la información sobre la propagación de muchas especies nativas no está disponible o es escasa, esto no debe ser un limitante y se invita a los restauradores al desarrollo de técnicas con base en la observación de las condiciones naturales bajo las cuales las especies germinan y se establecen, y entrevistas con las comunidades que hacen uso de estas especies. La Fundación Natura presentó el desarrollo de estrategias de propagación de especies forestales en el corredor de conservación de robles (Guantiva – Larusai – Iguaque), en donde se consideraron tres procesos: el seguimiento de las épocas de floración y fructificación, el establecimiento de viveros permanentes y transitorios, y la evaluación del rescate de plántulas. A su vez, el grupo de Paisajes Rurales evaluó el establecimiento de varias especies usadas en cercas vivas en miras a establecer su uso potencial en el enriquecimiento de bosques secundarios y la aceleración de la sucesión. Esta información ha sido usada para el desarrollo de estrategias de restauración de bosque andino en el Quindío donde se destaca el uso de la familia Moraceae y en especial del género *Ficus*.

El establecimiento de las plantas en campo es otro de los aspectos claves a considerar en la selección de especies, puesto que es aquí donde se prueba el éxito de la selección y la calidad del material vegetal producido. Son varios los factores que se pueden usar para monitorear el establecimiento, los más comunes son porcentaje de supervivencia y el crecimiento en altura y diámetro. Aspectos menos usados pero de igual importancia son la acumulación de biomasa y la resistencia a disturbios, los cuales fueron evaluados en dos trabajos presentados en este simposio. En el Parque Ecológico La Poma (Soacha, Cundinamarca), se evaluó la acumulación de carbono y la fijación de biomasa en varias especies usadas para la restauración de bosque alto andino, los resultados muestran que *Quercus humboldtii* presenta más del doble de carbono capturado que las otras especies; esta información es de gran utilidad en miras al uso de incentivos de bonos de carbono como mitigante de emisiones. Por otro lado, en áreas de bosque seco tropical en el Valle del Magdalena se evaluó la resistencia al fuego de poblaciones de *Cordia alliodora* en diferentes categorías de tamaño, observando supervivencia y reiteración meristemática en tres de las cinco categorías, lo que resalta el papel de la especie facilitando la resiliencia en estas comunidades.

El estudio de las condiciones bajo las cuales se desarrollan las plantas de forma natural, también debe considerar las interacciones que tiene la planta con otros organismos, como es el caso de los hongos micorrizógenos, simbiosis que incrementa la supervivencia y el crecimiento de las especies en campo. En Venezuela, Gerson Mora y colaboradores, evaluaron el uso de hongos micorrízicos arbusculares para incrementar el crecimiento de *Pachira quinata*. Se observaron diferencias importantes entre tratamientos en la mortalidad, la altura, el número de hojas, la biomasa y el contenido de fósforo y nitrógeno, lo que refleja una alta dependencia de la especie a la infección y la necesidad de su uso para la producción de plantas vigorosas. El desempeño de las plantas en campo depende de un conjunto amplio de factores, entre los que se encuentra tamaño en el momento de la plantación y el tipo de material usado (plántulas o estacas).

Es difícil hacer generalizaciones al respecto y aunque existe información sobre un gran número de experiencias, es recomendable hacer pruebas pequeñas en campo para adaptar la técnica utilizada, antes de realizar plantaciones a mayor escala.

CONCLUSIÓN

La selección de especies vegetales es un proceso que requiere el estudio de diferentes aspectos como características morfológicas y fisiológicas, el tipo de propagación y su desempeño bajo diferentes condiciones ambientales. Los trabajos presentados muestran que además de los estudios a nivel específico (e. g. especies amenazadas o de interés local) es conveniente realizar trabajos a nivel de comunidad vegetal (e. g. grupos funcionales, respuesta a disturbios), ya que estos aportan importantes datos para la comprensión del proceso de regeneración natural y el papel de las especies en el ecosistema, información fundamental para el planteamiento y posterior implementación de estrategias de restauración exitosas.

LITERATURA CITADA

- Bonfil, C., Mendoza-Hernández, P. y J. A. Ulloa. 2007. Propagación de siete especies del género *Bursera* a partir de estacas. *Agrociencia* 41(1):103-109.
- Bonfil, C., Cajero I. y R. Evans. 2008. Germinación de semillas de seis especies de *Bursera* del centro de México. *Agrociencia* 42(7):827-834 .
- Castellanos C. 2009. Propagación vegetativa, establecimiento y crecimiento inicial de cuatro especies del genero *Bursera*. Tesis Maestría. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Díaz, S. y M. Cabido. 2001. Vive la difference: plant functional diversity matters to ecosystem functioning. *Trends in Ecology and Evolution* 16(11):646-655.
- Lavorel, S y E. Garnier. 2002. Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology* 16: 545-556.
- Loehle, C. 2000. Strategy space and the disturbance spectrum: a life-history model for tree species coexistence. *The American Naturalist* 156(1):14-33.
- Vázquez-Yañez C. y A. I. Batis. 1996. Adopción de árboles nativos valiosos para la restauración ecológica y la reforestación. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 58:78-84.



SIMPOSIO RESTAURACIÓN PARA PROMOVER LA CONECTIVIDAD ECOLÓGICA

21. RESTAURACIÓN ECOLÓGICA DE LA ZONA DE RIBERA DEL RIO LA MIEL (DEPARTAMENTO DE CALDAS, COLOMBIA)

María del Pilar Arroyave ¹, Diego Mauricio Uribe y Martha Isabel Posada ¹

¹Escuela de Ingeniería de Antioquia,
Grupo Gestión del Ambiente para el Bienestar Social -GABiS-
maarr@eia.edu.co; dmuribe@gmail.com; misabelposada@gmail.com

RESUMEN

El objetivo general del estudio fue proponer las estrategias para la restauración y manejo de la zona de ribera de la parte baja del río La Miel, aguas abajo del embalse Amaní, hasta la confluencia con el río Samaná, en el departamento de Caldas. Con el fin de lograr este objetivo, se hizo un análisis ambiental de la zona (condiciones climáticas y edáficas, historia de alteración del área, factores limitantes y potencial biótico), se calculó el índice de calidad del estado del bosque ripario, se describió la composición y estructura de la vegetación natural y se diseñaron las medidas técnicas y de gestión para el manejo y conservación de las áreas de ribera. Según los resultados arrojados, el 86% de la zona de estudio se encuentra en estado de alteración medio y alto. Estas áreas se encuentran ubicadas en los meandros del río en la parte más baja, y están cubiertos principalmente con pastos dedicados a la ganadería. Los pocos remanentes de bosque natural existentes carecen de la conectividad suficiente para garantizar el cumplimiento de los procesos ecológicos y las funciones ambientales de protección del cauce. Las propuestas de restauración diseñadas fueron: el establecimiento de una franja de protección física de las orillas, asistencia a la regeneración natural, enriquecimiento de rastrojos, sistemas agrosilvopastoriles y conservación de bosques. Con el proyecto se pretende obtener, no solo la protección de los recursos agua, suelo y biodiversidad, sino también beneficios sociales y económicos, al proponer especies que se puedan utilizar en usos tanto maderables como secundarios del bosque. Se sugiere la ejecución de un plan de monitoreo en el que se evalúe periódicamente el índice de calidad del ecosistema de ribera con el fin de determinar su evolución en el tiempo y el éxito de las medidas de restauración establecidas.

Palabras clave: restauración ecológica, ecosistemas de ribera, río La Miel.

INTRODUCCIÓN

La vegetación existente en las áreas de ribera de los cuerpos de agua cumple con diversas funciones ambientales y sociales, como la regulación hídrica, el mejoramiento de la calidad del agua, la conservación de los suelos, la preservación de la biodiversidad y la oferta de productos como leña, madera y alimento para la comunidad asentada en las áreas aledañas a estos ecosistemas. El cumplimiento de estas funciones se relaciona con el ancho de la franja de retiro y las características de las plantas asociadas a estas áreas.

Las zonas de retiro a nacimientos, quebradas y ríos son consideradas áreas de protección en las que debe prevalecer la vegetación boscosa natural o plantada. En el proyecto realizado por ISAGEN (2007) para la determinación de zonas de retiro en el río La Miel, se encontró que un porcentaje alto de las riberas está destinado a usos diferentes al protector. Sólo en aquellas áreas de pendientes altas en el terreno existe el bosque natural, pero las áreas planas se encuentran principalmente en pastos para ganadería. Por lo tanto, se deben desarrollar proyectos encaminados a la restauración ecológica de estas áreas y que de esta manera puedan cumplir con su papel protector de los recursos agua, suelo y biodiversidad.

Con el diseño de las estrategias de restauración propuestas en este proyecto se pretende brindar, no solo beneficios ecológicos y de servicios ambientales del bosque, sino también sociales y económicos al proponer especies que puedan ser utilizadas por las comunidades asentadas en la zona, preferencialmente en usos no maderables, a los tradicionalmente utilizados.

MÉTODOS

LOCALIZACIÓN Y DESCRIPCIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO

El río La Miel se encuentra ubicado al oriente del departamento de Caldas y limita al norte con el departamento de Antioquia en el municipio de Sonsón. La distancia contemplada para este estudio es la comprendida entre la descarga de la central hidroeléctrica Miel I y la confluencia del río Samaná, cuencas Miel medio y Miel bajo.

La margen derecha del río La Miel, aguas abajo de la presa hasta su desembocadura al río Magdalena, pertenece al departamento de Caldas, en jurisdicción de los municipios La Dorada y Victoria. La franja correspondiente a la margen izquierda hasta la confluencia del río Samaná se ubica en el municipio de Norcasia.

En el área de estudio se tienen dos zonas de vida de acuerdo con el sistema de clasificación de zonas de vida de Holdridge: bosque húmedo tropical (bh-T) y bosque muy húmedo tropical (bmh-T). El uso predominante es el silvopastoril, seguido por el forestal protector. Las coberturas vegetales asociadas al uso silvopastoril son los pastos bajo coberturas de arbustos y árboles dispersos, lo que puede considerarse una cobertura que brinda mayor protección a los recursos naturales que la cobertura de solo pasto.

El área ocupada por la vegetación de tipo protector – productor corresponde a 406 ha, en las cuales la estrategia de manejo se debe encaminar a la conservación de estas coberturas. El resto del área corresponde a usos inadecuados que están en conflicto con el uso protector y por lo tanto se deben formular proyectos de recuperación del corredor biológico con vegetación natural o plantada.

CARACTERIZACIÓN DEL ECOSISTEMA RIPARIO

Con el fin de evaluar el estado de conservación del ecosistema ripario en el área de estudio, se aplicó la metodología para estimar el Índice de calidad del bosque de ribera (QBR), propuesta por Munné *et al.* (1998) con algunas adaptaciones.

El índice QBR incluye los siguientes elementos:

- Grado de cubierta de la zona de ribera: mide el porcentaje del área con vegetación y la conectividad con el bosque adyacente.
- Estructura de la cubierta: porcentaje de cobertura de árboles y arbustos
- Naturalidad y complejidad de la cubierta: Existencia de especies nativas, continuidad de la vegetación a lo largo del río y presencia de estructuras construidas por el hombre.
- Grado de alteración del canal fluvial: modificación del terreno adyacente al río, presencia de infraestructuras rígidas y discontinuas a lo largo del río y canalización total o en tramos.

De acuerdo con la metodología, a cada uno de estos elementos se le asigna una calificación de acuerdo con un sistema de evaluación ya establecido, y la suma de los valores da como resultado el Índice de Calidad del Bosque de Ribera. Este índice permite conocer el estado actual del área de retiro y sirve como indicador para determinar la respuesta a las estrategias de recuperación que se implementen en el área de estudio, y su evolución a través del tiempo. En esta aplicación del índice QBR, para cada punto de muestreo se observó la totalidad de la zona de ribera (orilla y la ribera propiamente dicha) en una longitud de 500 m aproximadamente.

DESCRIPCIÓN DE LA COMPOSICIÓN Y ESTRUCTURA DE LA VEGETACIÓN NATURAL

Para conocer la estructura y la composición de las especies de flora típicas del bosque ripario en la zona de estudio, se establecieron tres parcelas de muestreo en las que se identificaron y midieron los diámetros y alturas de los individuos, lo que permitió calcular la abundancia, densidad y frecuencia requeridas para la obtención del Índice de Valor de Importancia (IVI) de cada especie. Los criterios para la selección de los sitios de muestreo fueron el estado de conservación del ecosistema, la ubicación espacial de los mismos y la accesibilidad al sitio.

DISEÑO DE LAS ESTRATEGIAS DE RESTAURACIÓN Y CONSERVACIÓN

De acuerdo con la metodología recomendada por el DAMA y la Fundación Bachaqueros (2000) y por Vargas (2008), para la formulación de las estrategias de restauración se consideraron las siguientes etapas:

- Análisis ambiental preliminar de la zona de estudio: condiciones climáticas, historia de alteración del área, factores limitantes, potencial biótico.
- Zonificación de manejo: identificación y ubicación de las áreas que se van a restaurar, conservar o mantener en su uso actual.
- Caracterización del bosque natural secundario de referencia.
- Definición de estrategias de restauración: técnicas de recuperación (regeneración natural, enriquecimiento, plantación), selección de especies, diseños florísticos.
- Definición de cronograma de actividades, presupuesto para la implementación de las estrategias de restauración y monitoreo.

RESULTADOS

CARACTERIZACIÓN DEL ECOSISTEMA RIPARIO QBR

En la Tabla 1 se presentan los valores obtenidos del índice QBR, tanto de la margen derecha como izquierda del río. Si bien existen diferencias significativas en la calidad del ecosistema ripario entre una margen y otra, no es posible afirmar que una margen se encuentra en mejor estado. Lo que sí se pudo establecer en las salidas de campo es que la vegetación natural boscosa se encuentra principalmente en las áreas de pendientes altas, mientras que en las áreas planas el uso ganadero es el predominante.

Tabla 1. Número de puntos de muestreo en cada margen dentro de cada categoría de QBR.

Categoría	Margen izquierda	Margen derecha
≤25	7	7
30 - 50	21	19
55 - 70	3	1
75 - 90	5	7
≥ 95	14	16
Total	50	50

DESCRIPCIÓN DE LA COMPOSICIÓN Y ESTRUCTURA DE LA VEGETACIÓN NATURAL

En total se registraron 124 individuos, pertenecientes a 24 familias, 42 géneros y 49 especies en las tres parcelas evaluadas. La familia mejor representada es Rubiaceae, presente en todos los sitios de muestreo, con 18 registros, seguida de Burseraceae y Euphorbiaceae, cada una con 11 registros.

Los aspectos fisionómicos identificados en campo para la determinación de los bosques de referencia que permitieran estructurar una propuesta de restauración, dan cuenta de bosques con dos estratos bien definidos, sotobosque y dosel, aunque se encontró presencia de pocas especies emergentes correspondientes al bosque clímax, las cuales marcaron tendencias en la dominancia de las especies y densidad en las familias estudiadas mediante el área basal. En la Tabla 2 se presenta la lista de las especies con los diez valores más altos del IVI.

Los dos primeros valores del IVI están fuertemente sesgados por los valores de dominancia relativa (23,61) para *Ficus* sp. y *Luehea seemannii* (21,21) y a pesar de los valores tan bajos obtenidos en la frecuencia (1,667) y densidad relativas (0,81) estas especies poseen una ventaja de casi 10 puntos del IVI sobre el tercero, *Hasseltia* sp. La especie con mayor cantidad de individuos registrados es *Protium* sp. y a pesar de ocupar una quinta posición posee menos de la mitad de peso porcentual (12,31 versus 26,08) comparado con *Ficus* sp., que cuenta con un solo un individuo reportado.

Tabla 2. Valores del IVI por especies.

	Familia	Especie	IVI
1.	Moraceae	<i>Ficus</i> sp.	26,08
2.	Tiliaceae	<i>Luehea seemannii</i>	23,68
3.	Flacourtiaceae	<i>Hasseltia</i> sp.	14,20
4.	Moraceae	<i>Maquira</i> sp.	13,92
5.	Burseraceae	<i>Protium</i> sp.	12,31
6.	Mimosaceae	<i>Albizia guachapele</i>	11,29
7.	Euphorbiaceae	<i>Hura crepitans</i>	10,45
8.	Piperaceae	<i>Piper</i> sp.	10,11
9.	Cecropiaceae	<i>Cecropia</i> sp.	9,50
10.	Lauraceae	<i>Nectandra</i> sp.	9,44

DISEÑO DE LAS ESTRATEGIAS DE RESTAURACIÓN

El desarrollo de las estrategias de restauración y manejo del bosque ripario tuvo como punto de partida el cálculo de las áreas correspondientes a las diferentes categorías del índice de calidad QBR. Esta información se superpuso al mapa de coberturas vegetales, lo que arrojó las zonas potenciales para ser intervenidas.

ÁREAS DE INTERVENCIÓN DETERMINADAS POR EL ÍNDICE QBR

Con el fin de facilitar el análisis del estado del ecosistema ripario y proponer las medidas de restauración, se agruparon las cinco categorías del QBR en las siguientes tres categorías que indican el grado de alteración: alta, media y baja, las cuales se presentan en la Tabla 3 con las respectivas áreas.

Tabla 3. Categorías del índice QBR.

Categoría QBR		Área total (ha)	%
≤25	Alteración alta	209,4	32,7%
26-74	Alteración media	339,5	53,0%
≥75	Alteración baja	92,2	14,4%
Total		641,1	100%

De acuerdo con los resultados, más de la mitad de la zona de estudio se encuentra con una alteración media (53%), un 33% se encuentra con alteración alta y un 14% corresponde a una alteración baja. Como se explicó anteriormente, las áreas con alteración alta corresponden generalmente a áreas con coberturas de pastos, con baja densidad arbórea y que no están conectadas a fragmentos de vegetación natural boscosa.

SELECCIÓN DE ESPECIES EN LAS PROPUESTAS DE RESTAURACIÓN

Los criterios considerados para la selección de especies potenciales para la restauración fueron los siguientes:

- Adaptación a condiciones de inundación por períodos de tiempo cortos.
- Sistemas de enraizamiento vigorosos y resistentes a fluctuaciones del nivel del río.
- Resultados del muestreo de la vegetación en los bosques de referencia.
- Grupos ecológicos de las especies encontradas en los muestreos y recorridos, al igual que los patrones sucesionales con éxito en adaptación, enraizamiento.
- Rangos del Índice de Valor de Importancia. Se seleccionaron al azar las especies, de tal manera que se lograra una representación adecuada en las diferentes categorías: superior, intermedia e inferior.

- Regeneración encontrada en el bosque: especies menos representadas en el análisis de la densidad de la regeneración (individuos por ha de bosque) con potencial de uso e importancia ecológica.
- Especies de importancia ecológica y económica para la zona. Algunas especies con ensayos exitosos en la zona (frutales promisorios con uso por parte de las comunidades locales) y otras propuestas por ejecutores de estudios anteriores.

Con la siembra de estas especies se pretende, tal y como lo recomiendan Alpert *et al.* (1999), disminuir las dificultades en el éxito adaptativo de las especies introducidas a condiciones de forma del terreno, textura y estructura del suelo, en vista de que han sido seleccionadas teniendo como punto de partida un éxito adaptativo registrado en la observación y muestreos de la vegetación existente. En la Tabla 4 se presenta el listado de las especies propuestas.

Tabla 4. Especies propuestas para las estrategias de restauración.

Familia	Especie	Nombre común
Moraceae	<i>Ficus</i> sp.	Higuerón
Tiliaceae	<i>Luehea seemannii</i>	Malagano
Flacourtiaceae	<i>Hasseltia</i> sp.	
Burseraceae	<i>Protium</i> sp.	Copalillo, Anime
Mimosaceae	<i>Pithecellobium guachapele</i>	Iguá
Annonaceae	<i>Guatteria</i> sp.	Garrapato
Piperaceae	<i>Piper</i> sp.	Cordoncillo
Euphorbiaceae	<i>Hura crepitans</i>	Ceiba Pacué, Ceiba Amarilla
Cecropiaceae	<i>Cecropia</i> sp.	Yarumo
Rutaceae	<i>Zanthoxylum</i> sp.	Tachuelo
Euphorbiaceae	<i>Acalypha</i> sp.	Zanca de mula
Sapindaceae	<i>Dilodendron costaricense</i>	Tigrillo
Sterculiaceae	<i>Herrania</i> cf. <i>purpurea</i>	Cacao de monte
Boraginaceae	<i>Cordia</i> sp.	Muñeco
Fabaceae	<i>Machaerium</i> sp.	Sietecueros, machetico
Burseraceae	<i>Bursera simaruba</i>	Resbala mono, Indio desnudo
Myristicaceae	<i>Virola flexuosa</i>	Sangre toro
Moraceae	<i>Maquira</i> sp.	Lechero
Mimosaceae	<i>Inga</i> sp.	Guamo
Anacardiaceae	<i>Anacardium excelsum</i>	Caracolí
Mimosaceae	<i>Zygia longifolia</i>	Achiles
Bombacaceae	<i>Ochroma pyramidale</i>	Balso
Lauraceae	<i>Nectandra</i> sp.	Laurel comino
Sapotaceae	<i>Pouteria</i> sp.	Mediacara
Bignoniaceae	<i>Tabebuia</i> cf. <i>guayacan</i>	Guayacan polvillo
Arecaceae	<i>Bactris gasipaes</i>	Chontaduro
Anacardiaceae	<i>Astronium graveolens</i>	Gusanero, Diomate
Sapindaceae	<i>Cupania</i> sp.	Guacharaco
Sterculiaceae	<i>Theobroma cacao</i>	Cacao
Myrtaceae	<i>Myrciaria dubia</i>	Camu Camu
Rubiaceae	<i>Alibertia patinoi</i>	Borojó
Myrtaceae	<i>Eugenia stipitata</i>	Araza
Sterculiaceae	<i>Theobroma grandiflorum</i>	Copoazú
Caryocariaceae	<i>Caryocar</i> sp.	Cagüí

DEFINICIÓN DE ESTRATEGIAS DE RESTAURACIÓN

Dado que las comunidades locales utilizan los bosques existentes, y las áreas objeto de restauración tienen actividades económicas ya establecidas, la ganadería principalmente, es fundamental comenzar con la concertación y negociación de lotes con propietarios y comunidades locales, lo cual garantizará que sean respetadas las zonas a intervenir.

Las estrategias de restauración propuestas son las siguientes:

E1: Establecimiento de franja protectora de orillas

E2: Asistencia a la regeneración

E3: Enriquecimiento de rastrojos

E4: Arreglos silvopastoriles

E5: Conservación de bosques

ESTRATEGIA 1: ESTABLECIMIENTO DE FRANJA PROTECTORA DE ORILLAS

Esta estrategia se plantea por la necesidad de aplicar medidas biofísicas que actúen como barrera natural a los flujos de agua variables y, de esta manera, controlar la erosión por socavación de orillas y contribuir a la estabilización de las mismas. Sumado a esto, se espera obtener beneficios tales como filtrado y retención de sedimentos, mejoramiento de hábitats para fauna terrestre, paisajismo sobre el río, mitigación del impacto visual de orillas erosionadas y barrera biofísica.

Se espera que luego de implementada esta estrategia, se consoliden los parches de vegetación natural siguiendo los patrones del bosque secundario de referencia más cercano con densidad alta, y que se creen las condiciones para que la vegetación natural colonice las fajas propuestas en, al menos, un ancho promedio de 10 m.

ESTRATEGIA 2: ASISTENCIA A LA REGENERACIÓN NATURAL

Para las áreas con coberturas de Pasto Herbáceo y Arbustivo – Arbóreo en niveles de alteración media y que poseen bosques cercanos se propone la estrategia de aislamiento y asistencia a la regeneración. Se parte de que en dichos suelos existe un banco de semillas y de plántulas de especies del bosque natural, que no ha podido regenerarse debido a la fuerte competencia por nutrientes y luz que ejercen las gramíneas (manejadas y no manejadas) y malezas invasoras. Se espera que la composición de estos bancos sea similar o más completa que la presentada por el bosque actual, que ha sido sometido a intervenciones periódicas.

Se propone activar estos bancos de material del bosque mediante cambios en las condiciones microclimáticas. La apertura de zanjas permite eliminar competencia a las especies de interés, al igual que la limpieza de malezas invasoras o gramíneas agresivas; mientras que el descubrimiento del suelo permitirá el brote de raíces, activación del banco de plántulas y germinación de semillas presentes en el banco de semillas (activación del banco de semillas con la entrada de luz). Sumado a esto, se recomienda el aislamiento que facilitará los cubrimientos del suelo, por medio de doseles intermedios.

La implementación de esta estrategia considera una asignación de rubros más intensa en mano de obra que en insumos; de otro lado, aquí se hace imprescindible un trabajo social intenso, con el fin de adelantar negociaciones con los propietarios que permitan dejar estas áreas sin intervenir en las actividades productivas actuales.

ESTRATEGIA 3: ENRIQUECIMIENTO DE RASTROJOS

La presión antrópica por especies forestales de importancia económica en la zona ha llevado a que éstas no estén presentes en los rastrojos bajos y altos. Se plantea esta estrategia con el fin de enriquecer estas coberturas con especies que tengan un uso tanto económico como también ecológico y ambiental. Esta se pretende hacer con la siembra de especies y con la creación de las condiciones ecológicas para lograr una estructura similar a como se esperaría de un bosque sano, no sometido a disturbios o perturbaciones. Esta contribuirá a la rehabilitación y funcionalidad de los ecosistemas de ribera actuales.

Es importante anotar que las especies seleccionadas poseen comportamientos de rango amplio en los grupos ecológicos y se observaron suspendidas en la regeneración o haciendo parte del sotobosque, en los ecosistemas de referencia muestreados; esto

permite inferir que las posibilidades de encontrar estos individuos en el bosque del futuro con o sin su extracción son bajas.

ESTRATEGIA 4: ARREGLOS AGROSILVOPASTORILES

La estrategia de restauración mediante el establecimiento de sistemas silvopastoriles y agroforestales es una medida que satisface múltiples intereses en la zona y permite hacer compatibles los esfuerzos normativos y de la conservación con los intereses económicos de los propietarios de predios.

Por un lado, ofrece hábitats para la fauna silvestre con oferta de frutos y nichos que se requieren para una buena conectividad biótica. Desde el punto de vista productivo, representa un aumento en el rendimiento de la ganadería, ya que el componente arbóreo mejora las condiciones ecológicas del hato ganadero mediante el bienestar animal con sombrero, el incremento en la calidad de las pasturas al incorporar leguminosas que a su vez pueden servir de complemento alimenticio para el ganado como forrajes verdes. Y, por último, garantiza una oferta de productos maderables y no maderables (frutos, semillas, resinas), lo que contribuirá a la generación de empleo, oferta alimentaria y aumento en los ingresos para los propietarios por la venta de productos alternativos a las actividades económicas actuales. Las especies propuestas en esta estrategia garantizan que los sistemas a implementar cuenten con niveles de rentabilidad suficientes para adjudicarle un costo de oportunidad a la ganadería practicada actualmente en las áreas objeto de trabajo.

ESTRATEGIA 5: CONSERVACIÓN DE BOSQUES

Los fragmentos de bosque existentes en la actualidad son ecosistemas de ribera óptimos para conservar el retiro del río La Miel en el tramo estudiado, y poseen varios grados de intervención que pueden ser considerados los ecosistemas que posibiliten el buen desarrollo en la implementación de las estrategias de restauración anteriores.

Son puntos de referencia que cumplen las siguientes funciones específicas:

Sirven para capacitar a las comunidades en estudios fenológicos y en programas de recolección de semillas, tanto para usos alternativos del bosque como para la obtención del material vegetal requerido en la implementación de las demás estrategias.

Ofrecen la posibilidad a sus propietarios de obtener un beneficio económico tangible, producto del pago por el material vegetal extraído, lo cual redundará en que la concertación de áreas para la implementación de la estrategia segunda, sea más exitosa. Esto puede asumirse técnicamente como un incentivo a la conservación del bosque.

La implementación de esta estrategia considera una asignación exclusiva para el trabajo social y la capacitación teórico práctica en buenas prácticas de manejo sostenible de bosques, lo que permitirá que las comunidades reconozcan el valor real que tienen estos ecosistemas, no sólo como fuente servicios ambientales, sino también como fuente de bienes que pueden ser usados de manera sostenible.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

De acuerdo con los resultados arrojados por la evaluación del índice de calidad del bosque ripario (QBR), un porcentaje significativo de la zona de estudio, correspondiente al 86%, se encuentra en estado de alteración medio y alto. Estas áreas corresponden a las áreas ubicadas en los meandros del río de la parte más baja, y están cubiertos principalmente con pastos herbáceos dedicados a la ganadería. Los pocos remanentes de bosque natural existentes, carecen de la conectividad suficiente para garantizar el cumplimiento de los procesos ecológicos y las funciones ambientales de protección del cauce.

Según los resultados de la caracterización de la estructura y composición de la vegetación natural, existe en la zona un bosque relativamente complejo y diverso, con especies potenciales para su aprovechamiento por la comunidad, tanto en productos maderables como no maderables. Es de resaltar la presencia de especies típicas de ecosistemas terrestres, que resultaron estar adaptadas a las condiciones de fluctuaciones en el nivel de agua del río, lo que aumenta el abanico de especies aptas para los proyectos de restauración de retiros.

Las propuestas de restauración desarrolladas en este estudio dan cuenta de las posibilidades reales que ofrecen las especies encontradas en los bosques ribereños y en ecosistemas antrópicos asociados con el retiro del río La Miel, en la medida en que consideran las alternativas técnicas viables de ser implementadas mediante la protección biofísica de las orillas, asistencia a la regeneración natural, enriquecimiento de rastrojos, arreglos agroforestales y conservación de bosques.

En los cinco casos definidos, los beneficios sociales y ambientales son valiosos, medibles y verificables, aunque sólo en uno de los casos, en la estrategia cuatro que comprende arreglos agrosilvopastoriles, los beneficios económicos pueden llegar a ser tales que compitan por tierra con las actividades económicas tradicionales desarrolladas en la región, tales como ganadería extensiva y cultivos limpios de papaya o plátano.

Se recomienda que en los procesos de concertación y capacitación a los propietarios y comunidades, se ilustre claramente la importancia de mantener el bosque de ribera en buen estado de conservación y en sus usos no destructivos, que permitan cumplir con las funciones ambientales y con los objetivos de sostenibilidad futura de estos ecosistemas.

Se sugiere la implementación de un plan de monitoreo en el que se evalúe periódicamente el índice de calidad del ecosistema de ribera, con el fin de determinar su evolución en el tiempo y el éxito o fracaso de las medidas de restauración implementadas.

LITERATURA CITADA

- Alpert, P., Griggs, F. and D. Peterson. 1999. Riparian Forest Restoration Along Large Rivers: Initial Results from the Sacramento River Project. In: Restoration Ecology, Volume 7, Number 4, December 1999, pp. 360-368(9).
- DAMA - Departamento Técnico Administrativo de Medio Ambiente de Bogotá y Fundación Bachaqueros. 2000. Protocolo Distrital de Restauración ecológica. Bogotá. 288 p.
- ISAGEN, Centro de Ciencia y Tecnología de Antioquia, Escuela de Ingeniería de Antioquia y Universidad de Medellín. 2007. Determinación de los retiros de la parte baja de la cuenca del río La Miel. Medellín.
- Munné, A., Solá, C. y N. Prat. 1988. QBR: Un índice rápido para la evaluación de la calidad de los ecosistemas de rivera. Tecnología del Agua, 175: 20- 37.
- Vargas, O. (editor). 2008. Estrategias para la restauración ecológica del bosque altoandino: el caso de la Reserva Forestal Municipal de Cogua., Universidad Nacional de Colombia. Santa Fé de Bogotá. 372 p.



22. INTEGRACIÓN DE ESCALAS EN LA RESTAURACIÓN AMBIENTAL DE RIBERAS EN EL SURESTE DE MÉXICO

Paula Meli¹, Julia Carabias² y Gilberto Hernández³

¹Natura y Ecosistemas Mexicanos A.C., San Jacinto 23-D, CP 01000, México DF

²Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, CP 04510 Ciudad Universitaria, México DF

³Laboratorio de Recursos Naturales, Universidad Autónoma Metropolitana Av. San Rafael Atlixco 186, CP 09340, México

Autor para correspondencia: paula@naturamexicana.org.mx

RESUMEN

La región Marqués de Comillas colinda con la Reserva de la Biosfera Montes Azules, la mayor extensión de selva tropical húmeda de México. En los últimos años en esta región se ha intensificado la deforestación y la fragmentación del paisaje, y destruido la vegetación ribereña, provocando alteraciones importantes en la dinámica hidrológica, impactos negativos sobre la fauna acuática y erosión. Considerando a los arroyos y su vegetación ribereña como conectores del paisaje, aplicamos un enfoque de integración de las escalas regional (paisaje) y local (parcela) para definir e implementar acciones viables de restauración ambiental de riberas degradadas. A escala regional evaluamos la deforestación y la fragmentación en los últimos veinte años, identificamos las micro-regiones críticas por su deterioro y dentro de ellas los parches remanentes de selva. A escala local seleccionamos arroyos potenciales como conectores e implementamos módulos demostrativos de restauración ambiental con especies nativas. Este enfoque multi-escala optimiza la utilización de recursos y enfoca los esfuerzos, se adapta a las condiciones locales, favorece la inclusión de la población local en el proceso de restauración, y constituye una posibilidad real de establecer sinergias entre instituciones para la obtención de logros ecológicos y sociales en la restauración.

Palabras clave: deforestación, fragmentación, México, paisaje, restauración ambiental, vegetación ribereña, selva tropical húmeda.

INTRODUCCIÓN

La deforestación y la fragmentación son las principales causas de pérdida regional de la biodiversidad (Turner 1996, Delbaere 1998, Fahrig 2003). La fragmentación implica la pérdida de hábitat, la reducción en el tamaño de los parches y un debilitamiento de las conexiones entre ellos, lo que determina el aislamiento progresivo de los remanentes de vegetación natural. Con la fragmentación los procesos funcionales del ecosistema se alteran: se impide el desplazamiento de animales, la dispersión de semillas, y también se pueden alterar los flujos genéticos, disminuyendo la viabilidad debido a la erosión genética y a fluctuaciones demográficas, tanto intrínsecas como ambientales (Gutiérrez 2002).

La fragmentación se aborda tanto desde la perspectiva del paisaje como desde las necesidades específicas de las especies (Kurttila 2001). En el marco de la restauración ecológica, aunque la información espacial frecuentemente es producida por sistemas de percepción remota, son necesarias otras aproximaciones. Los esfuerzos de restauración han sido enfocados a escalas pequeñas, pero su éxito depende en gran medida del contexto regional en el cual son aplicados (Holl *et al.* 2003). En este sentido, resulta necesario el entendimiento de los factores y procesos que gobiernan la estructura y composición del ecosistema (Vargas 2007), para lograr la restauración exitosa y sostenible del mismo.

Por otro lado, se ha remarcado la importancia del componente social de la restauración ecológica (Lamb *et al.* 1997, Viana *et al.* 1997); pero la mayoría de los estudios que intentan incluirlo se limitan a recuperar las ventajas del conocimiento local (Montagnini *et al.* 1995, Rhoades *et al.* 1998), o de incluir a las instituciones locales (Montagnini y Sancho 1990).

En México la deforestación ha sido particularmente alta en el trópico húmedo. Estos ecosistemas permanecieron prácticamente intactos hasta la década de 1940, cuando se iniciaron políticas de colonización y producción agropecuaria en los trópicos (Challenger y Dirzo 2009), pero a partir de la década de 1960 la deforestación tuvo un drástico aumento. La Selva Lacandona, al igual que otras regiones tropicales de México y del mundo, ha estado sujeta a un severo proceso de deterioro, asociado con varios programas económicos inducidos por el gobierno (De Jong *et al.* 2000).

En estos paisajes fragmentados, los arroyos pueden funcionar como conectores y a la vez como refugios de ciertas especies (Harris 1984), ya que son muy importantes para el mantenimiento del paisaje y de sus ríos (Naiman y Décamps 1990, 1997). Los sistemas ribereños asociados a los arroyos son ecotonos donde confluyen los ecosistemas terrestre y acuático. Prestan servicios ambientales y tienen un papel muy importante en la conservación del hábitat a nivel local y en el mantenimiento del paisaje, ya que controlan la radiación solar, previenen la evapotranspiración, previenen la erosión del suelo por impacto de la lluvia, filtran nutrientes disueltos, ofrecen recursos para especies terrestres y acuáticas (alimento, refugio), y favorecen retención y procesamiento de materia orgánica.

El presente trabajo propone un enfoque de integración de las escalas regional (paisaje) y local (parcela) para definir e implementar acciones de restauración ecológica de riberas degradadas en el sureste de México. Este enfoque se aplica bajo la premisa de los arroyos como conectores ambientales. Los resultados de este trabajo son aún preliminares, ya que se encuentra en su primera etapa de implementación.

ÁREA DE ESTUDIO

El municipio Marqués de Comillas se ubica en el Estado de Chiapas, sureste de México (Figura 1). Tiene una extensión aproximada de 93.261 hectáreas, en la cual habitan 8.523 personas distribuidas en 27 comunidades, con una densidad de 12 habitantes por km² (INEGI 2005). Presenta suelos aluviales previos al Pleistoceno; prácticamente no aflora la roca madre y su topografía está dominada por colinas de acarreo, formadas por guijarros y arcilla. El 98% de la superficie son lomeríos con llanuras, con altitudes máximas de 220 msnm (INE 2000). El clima es cálido húmedo y subhúmedo; la precipitación media anual es de 2.143 mm, aunque puede sobrepasar los 4.000 mm al año (Toledo 2003); se concentra entre junio y septiembre, con mínimos entre marzo y abril. Entre mayo y octubre la temperatura mínima promedio oscila entre los 21 y 22,5°C, y la máxima entre 30 y 34,5°C, mientras que entre noviembre y abril la temperatura mínima promedio fluctúa entre los 18 y 19,5°C y la máxima promedio entre 27 y 30°C. Existen diversos tipos de vegetación característicos de los ecosistemas tropicales (Dirzo 1991, Martínez *et al.* 1994), en parte debido a la gran diversidad de suelos (Siebe *et al.* 1995), la topografía, y la compleja red fluvial de la región (Mendoza y Dirzo 1999). Sin embargo, la selva tropical húmeda es el tipo de vegetación más sobresaliente.

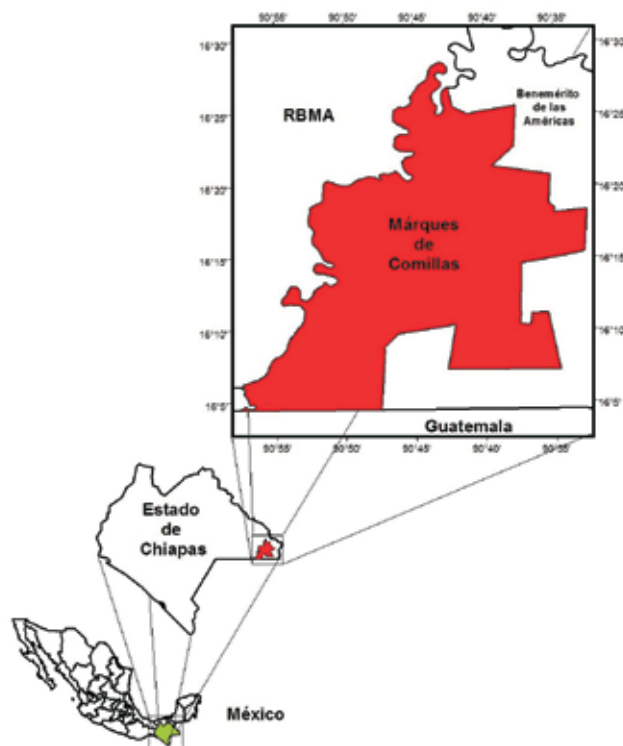


Figura 1. Ubicación geográfica del municipio Marqués de Comillas.

Es importante destacar que Marqués de Comillas se ubica dentro de la región conocida como Selva Lacandona, uno de los ecosistemas del trópico húmedo más importantes de México, debido a su alta diversidad y a los servicios ambientales que provee. La Selva Lacandona contiene la quinta parte de la biodiversidad en solamente el 0,16% del territorio (SEMARNAT 2006), incluyendo el 31% de los mamíferos, el 48% de las aves, el 44% de las mariposas diurnas (de la Maza 2006) y el 14% de los peces de agua dulce (Lozano *et al.* 2007). Además, se ha registrado 3.400 especies de plantas vasculares y se estima la existencia de hasta 4.314 (Martínez *et al.* 1994). En esta región, la Reserva de la Biosfera Montes Azules (RBMA) constituye el área natural protegida de mayor extensión en la Selva Lacandona (más de 300.000 hectáreas), parte del Corredor Biológico Mesoamericano.

Marqués de Comillas limita con la RBMA a través del río Lacantún y sus poblaciones ejercen fuertes presiones sobre el uso de los recursos naturales. Un punto crítico es que la deforestación llega a los márgenes de los ríos y destruye la vegetación ribereña, lo que determina alteraciones importantes en los cauces y en las poblaciones de fauna acuática, genera erosión y altera la dinámica hidrológica de la cuenca. La vegetación de las riberas es de suma importancia para el ingreso de materia orgánica y detritos al agua, así como para la provisión de sombra (Hyatt *et al.* 2004).

ESTRATEGIA MULTIESCALA

Los procesos que afectan la estructura y dinámica del ecosistema operan a distintas escalas de espacio y tiempo (Mora *et al.* 2007, Vargas 2007), por lo que para lograr la restauración ecológica es importante entender la estructura y función del ecosistema en varias escalas espacio – temporales. En particular, el régimen de disturbio del paisaje determina el estado a escalas locales, y esto es particularmente importante en paisajes transformados.

En este contexto, el presente trabajo propone una estrategia para abordar la restauración ecológica tanto desde la escala regional (paisaje) como desde la escala local (parcela), utilizando el enfoque de los arroyos como conectores del paisaje para lograr la integración de las visiones de ambas escalas (Figura 2). Al mismo tiempo, este enfoque permite combinar los componentes ecológico y social de la restauración en un contexto participativo, al incluir a las comunidades locales a través de su involucramiento directo en la planeación e implementación de acciones. Cada etapa del proceso de desarrollo implicó la utilización de criterios específicos.

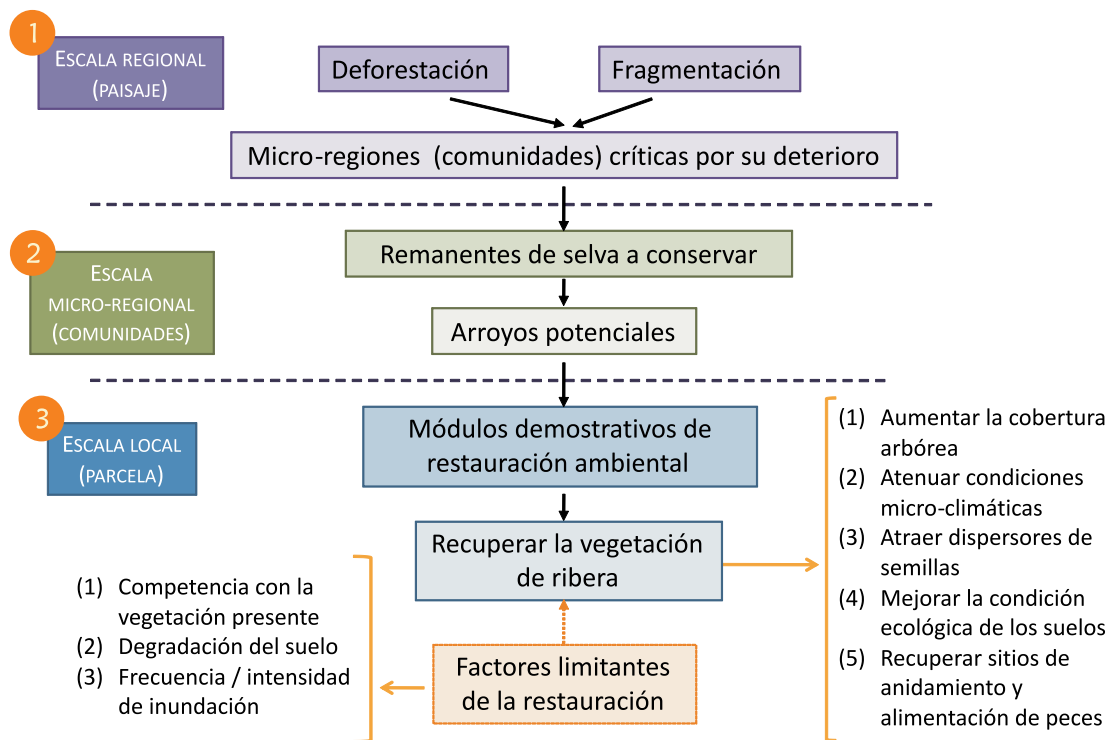


Figura 2. Propuesta metodológica de integración de escalas.

A escala *regional – paisaje* se desarrolló un análisis para: 1) evaluar la deforestación y fragmentación e identificar las comunidades (micro-regiones) de mayor transformación, 2) identificar dentro de estas comunidades los fragmentos de selva conservados y, 3) evaluar de manera preliminar la conectividad entre los fragmentos existentes para así detectar arroyos con potencial impacto positivo sobre dicha conectividad. La deforestación se analizó a través de imágenes de satélite, recorridos terrestres y un sobrevuelo.

A escala *microregional – comunidad ecológica* se evaluó el grado de conservación de los fragmentos remanentes de selva, a partir de la estructura y composición de la vegetación natural, su historia de uso-degradación y su fragmentación actual (Meli *et al.* datos no publicados). Bajo el enfoque de los arroyos como conectores del paisaje se definieron las áreas a restaurar para lograr un aumento en la conectividad. Los corredores ribereños tienen una utilidad intrínseca por los servicios y protección que proveen a los ecosistemas acuáticos, más allá de su valor potencial como conectores para las especies terrestres asociadas (Franklin 1993). Se realizaron recorridos de campo con la población local para establecer acuerdos, tanto sobre los sitios a restaurar, como las acciones a implementar. Para definir las acciones de restauración se utilizaron cinco criterios, con atributos específicos que caracterizan su estado (Figura 3). Por ejemplo, el nivel de transformación del ecosistema natural depende fundamentalmente de los cambios en la composición de la comunidad, o bien de la estructura de la misma. Dependiendo del nivel de transformación será necesario proteger el sitio (si la transformación es mínima) aumentar la diversidad (si la transformación es moderada), o directamente restablecer la vegetación natural (en los casos en que se encuentre totalmente ausente).

Por último a escala *local – parcela*, se evaluaron las limitaciones ecológicas para recuperar la vegetación ribereña, a través de la implementación de “módulos demostrativos de restauración ambiental”. Estos módulos se desarrollan a partir de una estructura general pero son adecuados a las condiciones de cada sitio en particular. Se les considera demostrativos ya que se integran e implementan de manera participativa y conjunta con el dueño de la tierra, lo que permite su replicación en sitios en condiciones similares.

Varios factores que limitan la regeneración secundaria de manera espontánea son: la carencia de dispersión de semillas (Aide y Cavelier 1994, González Montagut 1996, Nepstad *et al.* 1996, Holl 1999, Widjeven y Buzee 2000, Zimmerman *et al.* 2000), y su depredación (Uhl 1987, Uhl *et al.* 1988, Nepstad *et al.* 1991, González Montagut 1996, Holl y Lulow 1997), por lo que la introducción deliberada de plantas en los sitios degradados podría subsanar esta carencia. Estas plantas pueden tener un efecto facilitador sobre el establecimiento de nuevas especies al mejorar las condiciones microambientales y reducir la cobertura y competencia con los pastos (Rhoades *et al.* 1998, Aide *et al.* 2000, Holl *et al.* 2000, Hummel 2000, Otsamo 2000a y 2000b, Zimmerman *et al.* 2000), sobre todo si se trata de especies exóticas. El enfoque de las acciones de restauración se concentró entonces en la introducción de plantas nativas en los sitios más degradados de las riberas, de tal manera de: (1) favorecer el aumento de la cobertura vegetal, (2) mejorar la condición ecológica de los suelos a mediano plazo, (3) modificar las condiciones microclimáticas a mediano plazo para hacerlas más favorables a la llegada de especies de la selva, (4) atraer dispersores de semillas que favorezcan la regeneración y, (5) recuperar a largo plazo sitios de anidamiento y alimentación de los peces.

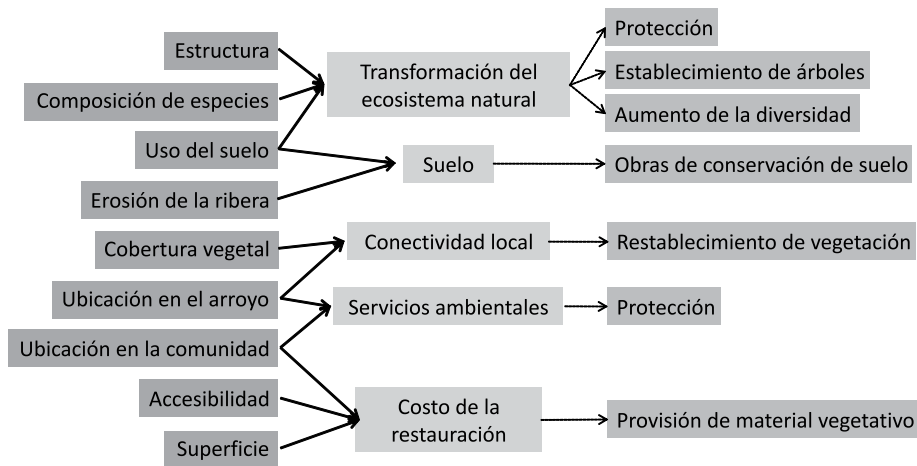


Figura 3. Criterios para definir las acciones de restauración en las riberas. Las cajas en la parte central de la figura corresponden a los criterios que determinan la acción de restauración (cajas en la parte derecha). Las cajas en la parte izquierda corresponden a los atributos de estos criterios.

RESULTADOS

ESCALA REGIONAL: PATRONES Y PROCESOS DEL PAISAJE

La pérdida total de selva entre 1986 y 2007 fue de 26.409 hectáreas (30,3% de la superficie original), que representan una tasa de deforestación del 3,5% anual. De este total, 9.921 (37,6%) fueron deforestadas entre 1986 y 2000, mientras que las restantes 16.488 (62,4%) hectáreas lo fueron entre el 2000 y 2007. Esta importante diferencia implica un aumento de casi el 500% en la deforestación en los últimos siete años con respecto a los catorce años anteriores.

Este primer análisis permitió identificar aquellas comunidades (*micro-regiones*) con mayor transformación del ecosistema natural, las cuales se ubicaron en las áreas aledañas al río Lacantún y a la RBMA (Figura 4), por lo que se analizó con mayor detalle la deforestación de los últimos años en las comunidades de esta zona.

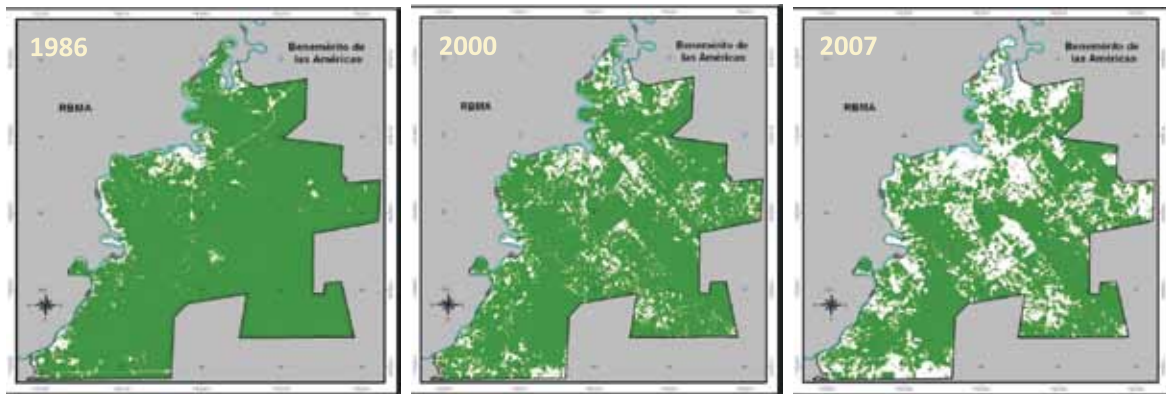


Figura 4. Deforestación en Marqués de Comillas. El color verde oscuro muestra las áreas de selva, el color blanco las áreas deforestadas. Tomado de Carabias *et al.* (2008).

Casi todas las comunidades presentaron muy elevadas tasas de deforestación alcanzando valores alarmantes superiores al 6% (Tabla 1), mayores a los promedios estatal o nacional (SEMARNAT 2006).

Tabla 1. Deforestación en algunas comunidades ribereñas de Marqués de Comillas. Modificado a partir de Carabias *et al.* (2008).

Comunidad	Superficie (has)	Superficie arbolada						Tasa de deforestación	
		1986	%	2000	%	2005	%	1986-2000	2000-2005
Reforma Agraria	4755.3	3904	82	3835	81	3474	73	-0.13	-1.96
Adolfo López Mateos	2067.2	1774	86	1540	74	1082	52	-1.01	-6.82
Galacia	2572.3	2218	86	2085	81	1712	67	-0.44	-3.87
Playón de la Gloria	1131.9	934	82	849	75	676	60	-0.68	-4.46
Boca de Chajul	4143.3	3262	79	3138	76	2451	59	-0.28	-4.82

La fragmentación sigue un patrón similar, la pérdida total de selva continua fue de 30.550 hectáreas (37,2% de la superficie original), de las cuales 15.680 hectáreas se perdieron entre 1986 y 2000 (51,3% de la pérdida total) y 14.870 (48,7%) entre 2000 y 2007. Este proceso también resultó más intenso en las áreas cercanas a la ribera del río Lacantún (Figura 5).

UNIFICANDO PAISAJE Y PARCELA: LOS ARROYOS COMO CONECTORES

En estas cinco comunidades se desarrollaron talleres participativos en los que se difundió y discutió los resultados del análisis del paisaje. Se planteó también la problemática de la fragmentación y se propuso abordar la restauración bajo el enfoque de los arroyos como conectores del paisaje. De esta manera, se buscó integrar las visiones regional y local. También en estos talleres,

se identificaron once tramos de arroyos y las acciones necesarias para cada uno. Estas acciones se agruparon en cinco clases: (1) revegetación, ya sea en sitios parcial o totalmente transformados (baja o nula cobertura vegetal arbórea), (2) obras de conservación de suelo, (3) obras de delimitación (cercado), ya sea para la protección de áreas en proceso de regeneración o para la protección contra el ganado y otros animales en sitios en proceso de restauración y, (4) construcción de viveros rústicos para la propagación de especies nativas.

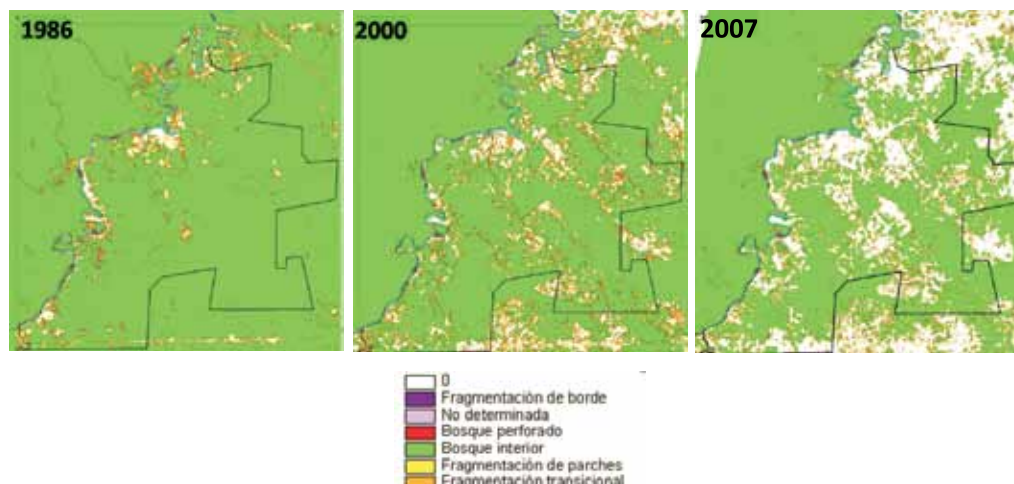


Figura 5. Fragmentación en Marqués de Comillas. Tomado de Carabias *et al.* (2008).

ESCALA LOCAL: MÓDULOS DEMOSTRATIVOS DE RESTAURACIÓN

El trabajo a escala local se planteó a través de la implementación de *módulos demostrativos de restauración ambiental de riberas*, los cuales constituyen una franja 100 x 5m (500 m²) protegida por un cerco mixto (poste común y estacas vivas). La utilización de cercos vivos se convierte en una fuente de recursos maderables (leña, postes) para la población local, forraje para la alimentación animal. También están asociadas al mejoramiento del suelo, ya sea a través de la incorporación de materia orgánica y la fijación de nitrógeno, y atraen animales silvestres (Villanueva *et al.* 2007). Dentro de estas franjas se sembraron brinzales de distintas especies arbóreas nativas. La selección de especies se hizo a partir de la combinación de censos de vegetación en riberas conservadas y en regeneración secundaria y de experiencias previas (Meli y Carrasco-Carballido 2008) (información de origen ecológico), como de especies propuestas por la población local como (información de origen social).

Hasta el momento la supervivencia de estas plantas ha resultado variable (Tabla 2), y los resultados sugieren que depende considerablemente del tipo de uso de suelo, así como del mantenimiento de limpieza para evitar la competencia con otras especies, particularmente con los pastos en el caso de campos ganaderos.

Tabla 2. Supervivencia a los doce meses de algunas especies sembradas en las riberas de arroyos en Marqués de Comillas.

Especie	Familia	Nombre común	Supervivencia (%)
<i>Spondias mombin</i>	Anacardiaceae	Jobo	10
<i>Ceiba pentandra</i>	Bombacaceae	Ceiba o pochote	15
<i>Pachira aquatica</i>		Sapote de agua	55
<i>Schizolobium parahybum</i>	Leguminosae	Plumillo	23
<i>Erythrina folkersii</i>		Colorín	25
<i>Inga vera</i>		Guatope o carniquíl	22
<i>Inga jinicuil</i>		Paterna	18
<i>Cedrela odorata</i>	Meliaceae	Cedro	12
<i>Salix humboldtiana</i>	Salicaceae	Sauce	25

La aceptación por parte de las comunidades locales detonó el interés por parte de la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONAP), que decidió financiar el establecimiento de nuevos módulos en estas comunidades, involucrando un total de 54 personas y 5.400 m de ribera en proceso de restauración. Se estableció en cada comunidad un comité responsable del seguimiento de las actividades de restauración formado por cinco personas, y se firmó un convenio comunitario para la organización del trabajo. Aunque no todas las personas involucradas concretaron los acuerdos de trabajo, los avances del proyecto mostraron un efecto sinérgico entre la población local, la institución de gobierno y la organización no gubernamental.

DISCUSIÓN

El presente trabajo, aunque se encuentra en su primera etapa, muestra una propuesta estratégica para abordar la restauración ecológica a diferentes escalas y lograr así una visión integrada de la problemática ambiental en comunidades campesinas.

A escala regional, el análisis del paisaje permitió la identificación de áreas que deben ser conservadas así como la identificación de arroyos, cuyas riberas necesitan ser restauradas. El proceso de deforestación se ha intensificado gravemente en los últimos años, con respecto a las dos décadas anteriores. Actualmente la frontera agropecuaria continúa avanzando y se siguen desmontando áreas de selva primaria. Si estas tendencias continúan, en los próximos quince años la selva habrá desaparecido en algunas comunidades y en 25 años en todo Marqués de Comillas. Esto muestra que resulta urgente continuar y ampliar las actividades relacionadas con la conservación, uso y restauración de los recursos naturales de las comunidades, ya que sin alternativas adecuadas y sustentables los sistemas productivos actuales continuarán degradando los ecosistemas naturales.

A escala local, la aplicación de módulos demostrativos de restauración ambiental resulta una estrategia apropiada y considerablemente exitosa, ya que permite adaptarse a las condiciones locales del sitio a restaurar de una manera participativa con los dueños de la tierra. Además, al trabajar de manera directa con la población local, los resultados y experiencias pueden ser compartidas con otros campesinos y así promover su replicación. El hecho de trabajar en tramos pequeños favorece el interés de la población por no constituir grandes desafíos o actividades muy complejas.

La propuesta de los arroyos como conectores del paisaje favorece la integración de estas dos visiones en un enfoque multi-escala con múltiples ventajas (Figura 6). En primer lugar, es posible lograr una visión de la problemática local (limitaciones para la regeneración) pero dentro de un contexto del paisaje. Esto permite optimizar la utilización de recursos y enfocar los esfuerzos y al mismo tiempo la incorporación de la población local tanto en la planeación como en la implementación de actividades. Además constituye una posibilidad real de lograr una sinergia entre los actores de la restauración, productores, gobierno y organizaciones no gubernamentales en la obtención de logros ecológicos y sociales.

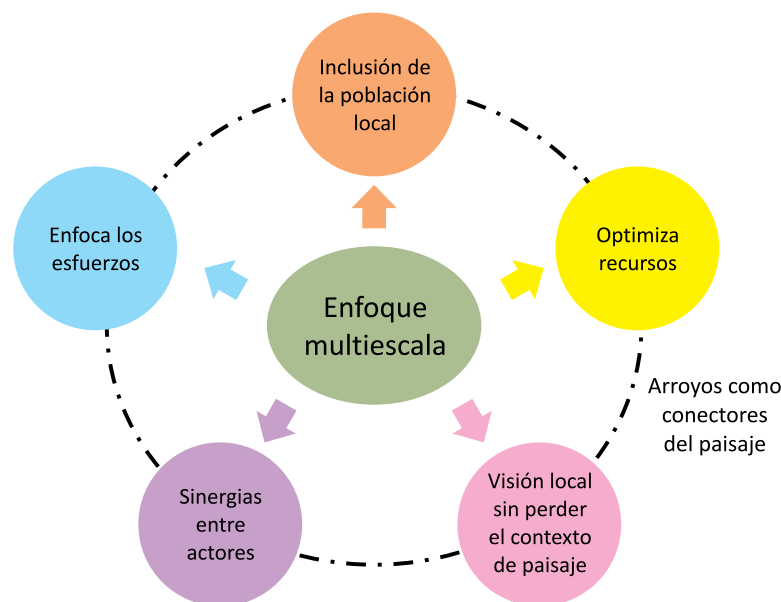


Figura 6. Ventajas del enfoque multi-escalas y su integración a través de la utilización de arroyos como conectores del paisaje.

Por otro lado, enfocar los esfuerzos hacia los arroyos y sus riberas ha permitido una mayor incorporación de la temática ambiental por parte de las poblaciones locales, en particular la fragmentación del paisaje, la conectividad y la importancia de los arroyos en su mantenimiento. Sin embargo, es altamente recomendable lograr acuerdos internos entre las comunidades con el fin de regular y establecer reglas formales sobre el uso y manejo de las riberas. Las reuniones locales celebradas han ayudado a construir la confianza entre la población local y el personal de la organización, así como generar compromiso e involucramiento en las acciones del proyecto. Sin embargo, es esencial que en las acciones propuestas se logre una mayor participación de los diferentes niveles de gobierno, para evitar la pérdida de confianza entre las comunidades y para mantener un proceso sinérgico que asegure el éxito de la restauración. Las acciones aisladas no logran resultados positivos.

Para las siguientes etapas del proyecto resulta crucial promover el mantenimiento de la vegetación ribereña en los arroyos donde aún se encuentra presente así, como continuar con la revisión de nuevas áreas que necesiten ser restauradas. Esto último debe desarrollarse en el contexto del manejo de cuencas, para poder comprender la dinámica hidrológica de la región y los impactos de la restauración en toda la microcuenca. De esta manera se podrán obtener recomendaciones específicas no sólo para la restauración de las riberas sino además para el desarrollo de propuestas de ordenamiento del territorio y manejo de los recursos hidrológicos. La revisión de la legislación correspondiente a áreas ribereñas brindará un soporte importante para el desarrollo de recomendaciones.

Por último, resulta necesario promover la interacción de los grupos de investigación, así como la interacción entre instituciones, ya sea del ámbito gubernamental o civil.

LITERATURA CITADA

- Aide, T. M. & J. Cavelier. 1994. Barriers to lowland tropical forest restoration in the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Restoration Ecology* 2:219-229.
- Aide, T.M., Zimmerman, J. K., Pascarella, J. B., Rivera, L. & H. Marcano-Vega. 2000. Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: implication for restoration ecology. *Restoration Ecology* 8:328-338.
- Carabias J., Hernández Cárdenas, G. y P. Meli. 2008. Análisis comparativo de la deforestación de los ejidos de Marqués de Comillas, y determinación de corredores biológicos que conecten los fragmentos de selva de los ejidos con la Reserva de la Biosfera Montes Azules. Informe Final de Proyecto, INE – UNAM, México.
- Challenger, A. y R. Dirzo. 2009. Factores de cambio y estado de la biodiversidad. En: *Capital Natural de México, Vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio*. Conabio, México, pp. 37-73.
- De Jong, B., Ochoa-Gaona, S., Castillo-Santiago, M. A., Ramírez-Marcial, N. & M. A. Cairos. 2000. Carbon Flux and Patterns of Land-Use/ Land-Cover Change in the Selva Lacandona, Mexico. *Ambio* 29:504-511.
- de la Maza, J. 2006. Montes Azules, patrimonio natural de México y del mundo. Una experiencia exitosa de conservación. *Revista Pulso Ambiental*, México.
- Delbaere B. C. W. 1998. Facts & figures on Europe's biodiversity—state and trends 1998–1999, Tilburg, the Netherlands: European Centre for Nature Conservation.
- Dirzo, R. 1991. La Vegetación, Exhuberancia Milenaria. In: *Lacandonia, el último refugio*, Agrupación Sierra Madre-UNAM, México, pp. 52–74.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 34:487-515.
- Franklin, J. F. 1993. Preserving biodiversity: Species, Ecosystems, or Landscapes? *Ecological Applications* 3:202-205.
- González-Montagut, R. 1996. Establishment of three rain forest species along the riparian corridor-pasture gradient in Los Tuxtlas, Mexico. Tesis Doctoral Harvard University, Cambridge.
- Gutiérrez, D. 2002. *Metapoblaciones: un pilar básico en biología de conservación*. *Ecosistemas* 2002/3. Disponible en < www.aeet.org/ecosistemas/investigacion3.htm>

- Harris, L. D. 1984. *The Fragmented Forest: Island Biogeographic Theory and the Preservation of Biotic Diversity*, University of Chicago Press, Chicago.
- Holl, K. D. 1999. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. *Biotropica* 31:229-242.
- Holl, K. D. & M. E., Lulow. 1997. Effects of species, habitat and distance from edge on post-dispersal seed predation in a tropical rain forest. *Biotropica* 29:459-468
- Holl, K. D., Loik, M.E., Lin, E. H. V. & I. A. Samuels. 2000. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. *Restoration Ecology* 8:339-349.
- Holl, K., Crone, E. E. & S. B., Schultz. 2003. Landscape Restoration: Moving from Generalities to Methodologies. *Bioscience* 53:492-502.
- Hummel, S. 2000. Understory development in young *Cordia alliodora* plantations. *New Forest* 19:159-170.
- Hyatt, T. L., Waldo, T. Z. & T. J., Beechie. 2004. A watershed scale assessment of riparian forests, with implications for restoration. *Restoration Ecology* 12:175-183.
- INEGI. 2005. Censo nacional de población. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, México.
- INE. 2000. Programa de Manejo Reserva de la Biósfera Montes Azules México, Instituto Nacional de Ecología, México.
- Kurttila, M. 2001. The spatial structure of forests in the optimization calculations of forest planning a landscape ecological perspective. *Forest Ecology and Management* 142:129-142.
- Lamb, D., Parrotta, J., Keenan, R. & N. Tucker. 1997. Rejoining habitat remnants: restoring degraded rainforest lands. En: W. F. Laurence y R. O. Bierregaard Jr. (eds.) "Tropical forest remnants. Ecology, Management, and Conservation of fragmented communities", The University Chicago Press, Cap. 24.
- Lozano-Vilano, M. L, García-Ramírez, M.E., Contreras-Balderas, S. & C. Ramírez-Martínez. 2007. Diversity and conservation status of the Ichthyofauna basin in the Biosphere Reserve Montes Azules, Chiapas, México. *Zootaxa* 1410:43-53.
- Meli, P. & V. Carrasco-Carballido. 2008. Environmental restoration in a tropical rainforest in Mexico. *Ecological Restoration* 26:294-195.
- Martínez, E., Ramos, C. H. & F. Chiang. 1994. Lista florística de la Lacandona, Chiapas. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 54:99-177.
- Mendoza, E. & R. Dirzo. 1999. Deforestation in Lacandonia (southeast Mexico): evidence for the declaration of the northernmost tropical hot-spot. *Biodiversity and Conservation* 8:1621-1641.
- Montagnini F. & F. Sancho. 1990. Impacts of native trees on tropical soils: a study in the Atlantic Lowlands of Costa Rica. *Ambio* 19:386-389.
- Montagnini, F., Fanzeres, A. & S., Guimaraes da Vinha. 1995. The potentials of 20 indigenous tree species for soil rehabilitation in the Atlantic forest region on Bahia, Brazil. *Journal of Applied Ecology* 32:841-856.
- Mora, J., Figueroa, Y. & T. Vivas. 2007. Análisis multi-escala de la vegetación de los alrededores del Embalse de Chisacá (Cundinamarca, Colombia). Implicaciones para la formulación de proyectos de restauración ecológica a nivel local. En: O. Vargas (ed.), "Restauración ecológica del bosque altoandino: estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores del Embalse de Chisacá (Localidad de Usme, Bogotá D.C.), Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, pp. 16-103.
- Naiman, R. J. & H. Décamps. 1990. The ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones. UNESCO, Man and Biosphere Series, Vol. 4, Paris.
- Naiman, R. J. & H. Décamps. 1997. The ecology of interfaces: Riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematics* 28:621-658.

- Nepstad, D. C., Uhl, C. & E. A. S. Serrao. 1991. Recuperation of a degraded Amazonian landscape: forest recovery and agricultural restoration. *Ambio* 20: 248-255.
- Nepstad, D. C., Uhl, C., Pereira, C. A. y J. M. Cardoso da Silva. 1996. A comparative study of tree establishment in abandoned pasture and mature forest of eastern Amazonia. *Oikos* 75:25-39.
- Otsamo, R. 2000a. Early development of three planted indigenous tree species and natural understory vegetation in artificial gaps in an *Acacia mangium* stand on an *Imperata cylindrica* grassland site in South Kalimantan, Indonesia. *New Forest* 19:51-68.
- Otsamo, R. 2000b. Secondary forest regeneration under fast-growing forest plantations on degraded *Imperata cylindrica* grasslands. *New Forest* 19:69-93.
- Rhoades, C. C., Eckert, G. E. & D. C. Coleman. 1998. Effect of pasture trees on soil nitrogen and organic matter: implications for tropical montane forest restoration. *Restoration Ecology* 6:262-270.
- SEMARNAT. 2006. La gestión ambiental en México, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México D.F.
- Siebe, C., Martínez-Ramos, M., Segura-Warnholtz, G., Rodríguez-Velázquez, J. & S. Sánchez-Beltrán. 1995. Soil and vegetation patterns in the tropical rain forest at Chajul, Southeast, México. Editors: International Soil Science Society (ISSS-AISS-IBG) and Institute of Soil Research/University of Agriculture and Resources, pp. 295-301. Soil degradation and conservation. Vol. II, International Congress on Soil of tropical forest ecosystems. Samariada/Indonesia.
- Toledo, A. 2003. Las cuencas de los ríos Grijalva y Usumacinta. En: "Ríos, costas, mares. Hacia un análisis integrado de las regiones hidrológicas de México", INE-SEMARNAT, México.
- Turner I. M. 1996. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. *Journal of Applied Ecology* 33:200-205.
- Uhl, C. 1987. Factors controlling succession following slash-and-burn agriculture in Amazonia. *Journal of Ecology* 75:377-407.
- Uhl, C., Buschbacher, R. & E. A. S. Serrao. 1988. Abandoned pastures in eastern Amazonia. I. Patterns of plant succession. *Journal of Ecology* 76:663-681.
- Vargas, O. 2007. Los pasos fundamentales en la restauración ecológica. En: O. Vargas (ed.), "Guía metodológica para la restauración del bosque altoandino", Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, pp. 17-29.
- Viana, V. M., Tabanez, A. A. J. & J. L., Batista. 1997. Dynamics and Restoration of forest fragments in the Brazilian Atlantic Moist Forest. En: W. Laurence y R. O. Bierregaard Jr. (eds.) "Tropical Forest Remnants. Ecology, Management, and Conservation of fragmented communities", University of Chicago Press, USA, pp. 364.
- Villanueva C., Ibrahim, M., Casasola, F. y R. Arguedas. 2007. *Las cercas vivas en las fincas ganaderas*. Proyecto enfoques silvopastoriles integrados para el manejo de ecosistemas, CATIE/GEF-BANCO MUNDIAL/FAO-LEAD. Disponible en <http://www.catie.ac.cr/CatieSE4/BANCOCONOCIMIENTO/P/PUBLICA_GANADERIA/PUBLICA_GANADERIA.asp?TxtSiglaTema=&Viene=1&NomSeccion=&NomMagazin=&CodIdioma=ESP&CodSeccion=158&CodMagazin=36>
- Wijdeven S. M. J. & M. E. Kuzee. 2000. Seed availability as a limiting factor in forest recovery processes in Costa Rica. *Restoration Ecology* 8:414-424.
- Zimmerman, J. K., Pascarella, J. B. & T. M. Aide. 2000. Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico. *Restoration Ecology* 8:350-360.

23. INICIATIVAS DE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA URBANA:

DISMINUCIÓN DE LA FRAGMENTACIÓN DE LOS ECOSISTEMAS DE BOSQUES EN EL SISTEMA DE ÁREAS PROTEGIDAS DEL MUNICIPIO DE ARMENIA - QUINDÍO, A TRAVÉS DE CORREDORES DE CONSERVACIÓN URBANOS

Margarita Nieto Restrepo¹, Olga Alicia Nieto Cárdenas²

¹ Universidad Autónoma de Barcelona. Fundación Semillas de Vida
margarita.nieto@gmail.com

² Docente Universidad del Quindío. Fundación Semillas de Vida
olgalicia@gmail.com

RESUMEN

La ciudad de Armenia, capital del departamento del Quindío, esta ubicada sobre un sistema de drenajes con 54 quebradas y 122 drenajes, agrupados en 18 microcuencas. Estos espacios naturales, hacen parte del Sistema Municipal de Áreas Protegidas y sufren presiones por conflictos de uso del suelo, lo cual contribuye a la configuración del riesgo sísmico en la ciudad. La expansión urbana con nuevas construcciones y la inadecuada disposición de residuos sólidos y líquidos, han llevado a la fragmentación de bosques y disminución del hábitat y alimento para flora y fauna. En respuesta, se diseñó una propuesta de conectividad ecológica incluida en la planeación de manejo de las microcuencas y áreas protegidas (2005), que define con índices de biodiversidad tres corredores de conservación urbanos. Este proyecto, apoyado por el Fondo para la Acción Ambiental y la Niñez (2007-2009), seleccionó por biodiversidad, riqueza y vulnerabilidad, un corredor en el norte de la ciudad (microcuencas Paujil- Aldana y Florida- Hojas Anchas) y tuvo como objetivos: el establecimiento de 27 Has de corredor, inclusión del tema en el ordenamiento territorial e integración de las comunidades humanas en el proceso de restauración.

El diseño y establecimiento del corredor fue un proceso participativo, de concertación, coordinación institucional, gestión social y administrativa. Para lograrlo se realizaron actividades en cada cobertura vegetal o uso del suelo: enriquecimiento de bosques con especies nativas, manejo de guaduales, reforestación de pastizales y bordes con línea de árboles o jardines como zona amortiguadora. La *reforestación de pastizales* pretendió la recuperación del bosque y apoyar la regeneración natural, se construyeron claros de 3m x 3m y allí se sembraron en promedio 20 plantas, con especies y tipos de crecimiento representativos de un bosque natural característico de la zona. En otras áreas se concertó la reforestación como espacio ornamental.

El seguimiento evaluó un 77% de efectividad de las actividades, evaluando porcentaje de supervivencia. La propuesta: "*Jardines para la Conservación*" en zonas amortiguadoras y la Escuela Ambiental Urbana, cuya propuesta metodológica de educación ambiental se diseñó e implementó, son parte de la estrategia de sostenibilidad de los corredores.

Palabras clave: corredores de conservación, restauración ecológica, educación ambiental, ordenamiento territorial, caracterizaciones ambientales, reforestación, áreas protegidas urbanas.

INTRODUCCIÓN

El diseño y establecimiento de un corredor de conservación urbano, o más bien, un corredor para la conservación de diversidad biológica en paisajes urbanos, se propone para la recuperación de la conectividad de la vegetación natural, como el inicio de un proceso que minimice y mitigue los impactos ambientales sobre los ecosistemas de bosque, derivados del proceso de expansión en el área urbana del municipio de Armenia, cuyas construcciones incrementan el conflicto de uso del suelo y la inadecuada disposición de residuos sólidos y líquidos en las áreas naturales protegidas. El inicio y conducción de un proceso de conectividad de los sistemas ecológicos se configura como uno de los aportes a la disminución de su fragmentación, que en el marco del proyecto: "*Disminución de la fragmentación de ecosistemas boscosos en el Sistema Municipal de Áreas Naturales Protegidas, a través de Corredores Urbanos de Conservación*", se refiere a una estrategia de conservación y recuperación de los ecosistemas que se encuentran degradados, de acuerdo con los conceptos y teorías que se aplican en el tema de la restauración ecológica, se trata de una estrategia encaminada a la recuperación parcial del ecosistema, que busca el restablecimiento de algunos de los elementos funcionales o estructurales del sitio (Márquez-Huitzil 2005).

La conectividad se define como el grado al cual el hábitat es continuo para una especie, o superable a través de una extensa área; la continuidad de cierto hábitat se refiere a la *conectividad estructural*, es decir, la presencia de un ecosistema continuo, en términos de su representatividad. Asegurar la restitución y sostenimiento de los procesos ecológicos como oferta de hábitat, se refiere a la *conectividad funcional*, como por ejemplo la posibilidad de un organismo de moverse en o entre parches. Con esta diferenciación se establece que un paisaje no se encuentra inherentemente fragmentado o conectado y la conectividad puede ser evaluada en el contexto de la habilidad de un organismo para moverse entre parches y la escala a la cual el organismo interactúa con el paisaje (Andersson 2006, D'Eon *et al.* 2002). En este marco de ideas sobre la conectividad y la restauración ecológica y de acuerdo con los objetivos del proyecto de Corredores de Conservación Urbanos, la escala de interacción de los organismos de fauna y flora urbana se pretende restablecer con el incremento de su hábitat disponible, en términos de la recuperación y conservación de la estructura vegetal natural de los ecosistemas de bosques presentes en el complejo sistema de drenajes de la ciudad de Armenia.

Sin embargo, como lo reconoce Cardona (2005), al abordar proyectos donde se realizan los esfuerzos de restauración se debe tener en cuenta que las áreas de interés, son espacios habitados, trabajados y adecuados a la realidad y necesidades de los habitantes. En el caso de los paisajes urbanos, la heterogeneidad de las ciudades es probablemente resultado de un alto rango de diferentes objetivos y prácticas de manejo que revelan las percepciones e intereses de espacio, naturaleza, etc. enmarcados en el sincretismo de la industria, el trabajo, la residencia, las áreas comerciales, el esparcimiento y la movilidad (Andersson 2006).

Por lo tanto, atendiendo a la necesidad de comprender la relación que existe entre el espacio (aspecto físico), los aspectos biológicos y las características socioculturales de la población y al reconocimiento de la inutilidad e insostenibilidad que tendrán las acciones puntuales de restauración, si no se enmarcan en un contexto socio-espacial, en donde los actores locales y los procesos verticales (flujos de materia y energía) y horizontales (patrones de fragmentación, conectividad), son tomados en cuenta de manera conjunta (Cotler *et al.* 2005); los objetivos del proyecto se establecen en función de la incorporación del tema en las instancias de administración y gestión del territorio que hagan un discurso más unificado, y el fortalecimiento de capacidades de la población local frente a la adopción de una cultura ambiental, la comprensión de la dimensión ambiental, el respeto a todas las formas de vida y el reconocimiento del “verde en la ciudad”. Se asume que la incorporación del tema de conectividad y conservación en la planeación territorial, trae implícita la educación y la cultura ambiental con procesos de cambio en la percepción de ciudad.

Como es conocido en los conceptos y debates del tema de la restauración ecológica, los retos de la disciplina son múltiples, aunque las bases conceptuales y operativas de ésta aun están en desarrollo (Sánchez 2005). De esta manera, se hace innegable el apoyo de otras disciplinas y las diferentes visiones y soportes que se retoman de la ecología del paisaje, la biología de la conservación, la biología, la sociología y el enfoque en general de la ciencias ambientales. Por ello, el proyecto y en general, el trabajo que desarrolla la Fundación Semillas de Vida en el Sistema Municipal de Áreas Protegidas (2000-2008), en un marco de planeación y gestión ambiental con referentes teóricos y prácticos como soporte y guía. Los casos prácticos de corredores biológicos como la ventana Barbas-Bremen (Filandia, Quindío) del proyecto de *Conservación y Uso Sostenible de la Biodiversidad* - GEF Andes (Instituto de Investigación en Recursos Biológicos Alexander von Humboldt 2001-2006), fueron una importante base para el diseño y establecimiento del corredor y las diferentes actividades de restauración ecológica y sobre la concertación de las áreas de establecimiento con determinados grupos sociales. Los ejemplos por hacer visible la oferta ambiental urbana y lograr integrar el tema en los esquemas de ordenamiento territorial, en palabras de Andrade (2005): “*el regreso de la naturaleza a la ciudad*”; como el caso de la identificación e incorporación de la Estructura Ecológica Principal -EEP de la ciudad de Bogotá, D.C. la cual se define en la normatividad (Artículo 72 del Decreto 190 de 2004; Artículo 8 del Decreto 619 de 2000), son importantes referentes a escala nacional e internacional.

Sin embargo, el logro del diseño y establecimiento de uno de los tres corredores de conservación urbanos ya planteados desde la formulación del Plan de Manejo Integral del Sistema de Áreas Protegidas (Fundación Semillas de Vida 2005), ha sido resultado de la información ambiental recolectada, de propuestas y avances en la planeación del manejo construida sobre la base de procesos participativos y propuestas metodológicas implementadas en materia de educación ambiental, como la Escuela Ambiental Urbana.

La información recolectada y analizada, a partir de caracterizaciones ambientales, es muy útil para la conformación de una *línea base ambiental*, que como lo reconoce Cotler *et al.* (2005), es el punto de partida para un manejo efectivo en términos de la visión holística de la ecología del paisaje y permite abordar las acciones de restauración de manera espacial y socialmente explícitas y además, permite la identificación de las áreas y los procesos críticos. Finalmente, esta visión ecosistémica, involucra el agente principal, al hombre, como actor desencadenador de la acción deseada (Cotler *et al.* 2005).

Finalmente, el presente artículo contiene la metodología de trabajo que llevó al diseño del corredor y los resultados obtenidos en el establecimiento y seguimiento del corredor. Se incluye una breve presentación de la metodología de la Escuela Ambiental Urbana; por último los testimonios y lecciones aprendidas del grupo de trabajo y de todos los participantes del proceso en general.

ANTECEDENTES

PROCESO DE TRANSFORMACIÓN DEL PAISAJE EN LA CIUDAD DE ARMENIA

La ciudad de Armenia, capital del departamento del Quindío, ubicada en coordenadas 4,51° de latitud norte, 75,68° oeste en el flanco occidental de la cordillera Central, posee en su zona urbana un complejo sistema de 122 drenajes que la atraviesan, de los cuales aproximadamente 54 son quebradas. Esta red fluvial está catalogada por dos colectores: el río Quindío, afluente del río Barragán, que en conjunto forman el río La Vieja; y la quebrada Hojas Anchas, tributaria del río Espejo, todos afluentes al río Cauca.

Con el objeto de complementar e incluir algunos aspectos relevantes del análisis y diagnóstico, es importante describir algunos factores del proceso de transformación del paisaje en Armenia. Históricamente, en el desarrollo de la ciudad de Armenia se adoptó la cuadrícula española como morfología para su planificación, es decir, una expansión entorno a la plaza principal. El perímetro urbano del municipio de Armenia aumentó significativamente con elongaciones en diferentes puntos de referencia importantes, a través de un desarrollo lineal en sentido norte - sur (Acuerdo 001/99). Sin embargo, el aumento del perímetro de la ciudad se ha dado sobre los drenajes, quebradas urbanas y sus respectivas coberturas vegetales – líneas verdes- a través, en algunos casos del lleno de los drenajes (rellenos antrópicos).

Después del terremoto del 25 de enero de 1999, cuando la ciudad alcanzaba 300.000 habitantes aproximadamente, cambió la arquitectura de la ciudad, se reconstruyeron edificaciones públicas y se activaron procesos de construcción de vivienda. A las estructuras que fueron afectadas por este suceso, se les atribuye más que hechos naturales, factores antrópicos que configuran el riesgo. Actualmente, la presión acelerada de la urbanización que exige más áreas, incide en la ocupación de quebradas y consecuentemente en la pérdida de vegetación y de la capa del suelo, estas áreas que se encuentran ahora sin cobertura están inmersas en las áreas ya urbanizadas y se determinan para uso de desarrollo urbano.

La presencia de las actuales coberturas vegetales boscosas se encuentra estrechamente ligada a las características fisiográficas o a la condición del relieve y al sistema hidrológico de la ciudad. Este último, es un sistema muy complejo debido a la gran cantidad de pequeñas quebradas, las cuales han sido conformadas por jóvenes procesos geomorfológicos de erosión de la parte alta del Abanico de Armenia. La red fluvial del municipio es de tipo dendrítico y el poder erosivo de los ríos y quebradas es tan fuerte que ha ido formando cañones a lo largo de sus riberas, donde se localizan los relictos de bosque.

Muchas de las quebradas o cañadas ya no tienen nacimientos de agua, se han convertido en los sitios de evacuación de las aguas residuales domésticas, en otros casos los drenajes naturales, especialmente sus nacimientos se han intervenido con materiales arrojados (mezclas de suelos orgánicos, con cenizas y lapilli volcánico, desechos de construcción, basura orgánica), cuyo resultado ha sido el relleno de depresiones naturales o la ampliación de las zonas semiplanas para su utilización en desarrollos urbanísticos, conocido como llenos antrópicos. Según estudios de los suelos de relleno se concluyó que 43,7 km lineales de drenajes han sido modificados con llenos antrópicos. Las mayores consecuencias de los procesos de urbanización sobre estos rellenos se hicieron evidentes durante el sismo del 25 de enero de 1999.

MANEJO INTEGRADO DE LAS MICROCUENCAS Y ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS URBANAS DEL MUNICIPIO DE ARMENIA

En el marco del Plan de Ordenamiento Territorial POT (Acuerdo 001/1999), el municipio definió el suelo de protección que incluye ecosistemas estratégicos, zonas de fragilidad ecológica, fragmentos y relictos. Gran parte de este suelo de protección se encuentra ubicado en quiebres de pendiente, drenajes, rondas de las quebradas y suelo de riesgo que incluye deslizamientos, inundaciones y sismos. Este suelo de protección posee un área aproximada de 667,61 has, de los cuáles 296,65 has se encuentran en fragmentos de bosque y 98,32 has en agrosistemas.

Luego, el Decreto 140 de 2000, crea el Sistema Municipal de Áreas Protegidas del Municipio, como parte de un proceso de ordenamiento ambiental postdesastre (terremoto del eje cafetero, Colombia, 25 de enero de 1999). Sin embargo, los bosques riparios o ribereños que crecen longitudinales a las quebradas que atraviesan la ciudad, están sometidos a un proceso de trans-

formación histórica, cuyas consecuencias están ligadas a la alta deforestación anual de 10,37 Has (pérdida de cobertura 82,94 Has entre 1996 - 2004) dentro de la zona urbana; la contaminación del recurso hídrico (coliformes fecales y totales superan el límite permisible de 2000 NMP, con niveles de hasta 240.000.000 NMP) y la generación de depósitos de residuos sólidos y/o escombros (Salazar *et al.* 2005).

Como causas puntuales de este problema se definen: 1. Tala de bosques y guaduales y aprovechamiento forestal para construcción de viviendas y el autoconsumo, por la pobreza y marginalidad de las comunidades vecinas a las microcuencas urbanas. Estas zonas fueron claves en el aprovisionamiento de materiales y agua en la emergencia postdesastre. 2. Construcciones sobre suelo de protección, por un crecimiento urbano no planificado, evasión de las políticas del Plan de Ordenamiento Territorial que prohíbe construir sobre suelo de protección y zonas de riesgo y falta de control y vigilancia por parte de los entes encargados. 3. Descoordinación interinstitucional para el establecimiento de programas sobre el suelo de protección.

En el desarrollo de un proceso de planificación participativa, el primer proyecto de la Fundación Semillas de Vida, (Fase I): “Manejo Integrado de los drenajes y áreas protegidas urbanas del municipio de Armenia” (2003–2005), planteó para la caracterización y manejo de los drenajes urbanos, agruparlos en 18 microcuencas, que según el decreto 1729/2002 se pueden asimilar a unidades de manejo de cuenca (UMC) en el área urbana del municipio. De esta forma, el proyecto aportó una caracterización de las microcuencas y áreas protegidas urbanas de Armenia, y se formuló el Plan de Manejo de las microcuencas urbanas del Municipio de Armenia, el cual considera la estrategia de conectividad como parte central de la restauración de los bosques, a través de corredores de conservación urbano – rurales, en los que se identificaron 3 posibles corredores.

De los tres posibles corredores de conservación identificados por riqueza y similitud de biodiversidad entre microcuencas, se seleccionó, previa evaluación con delegados de la Corporación Autónoma Regional del Quindío -CRQ y Planeación Municipal, el Corredor de Conservación Uno (en la parte norte de la ciudad), conformado por las microcuencas La Florida, Paujil, Aldana y Hojas Anchas (Figura 1).

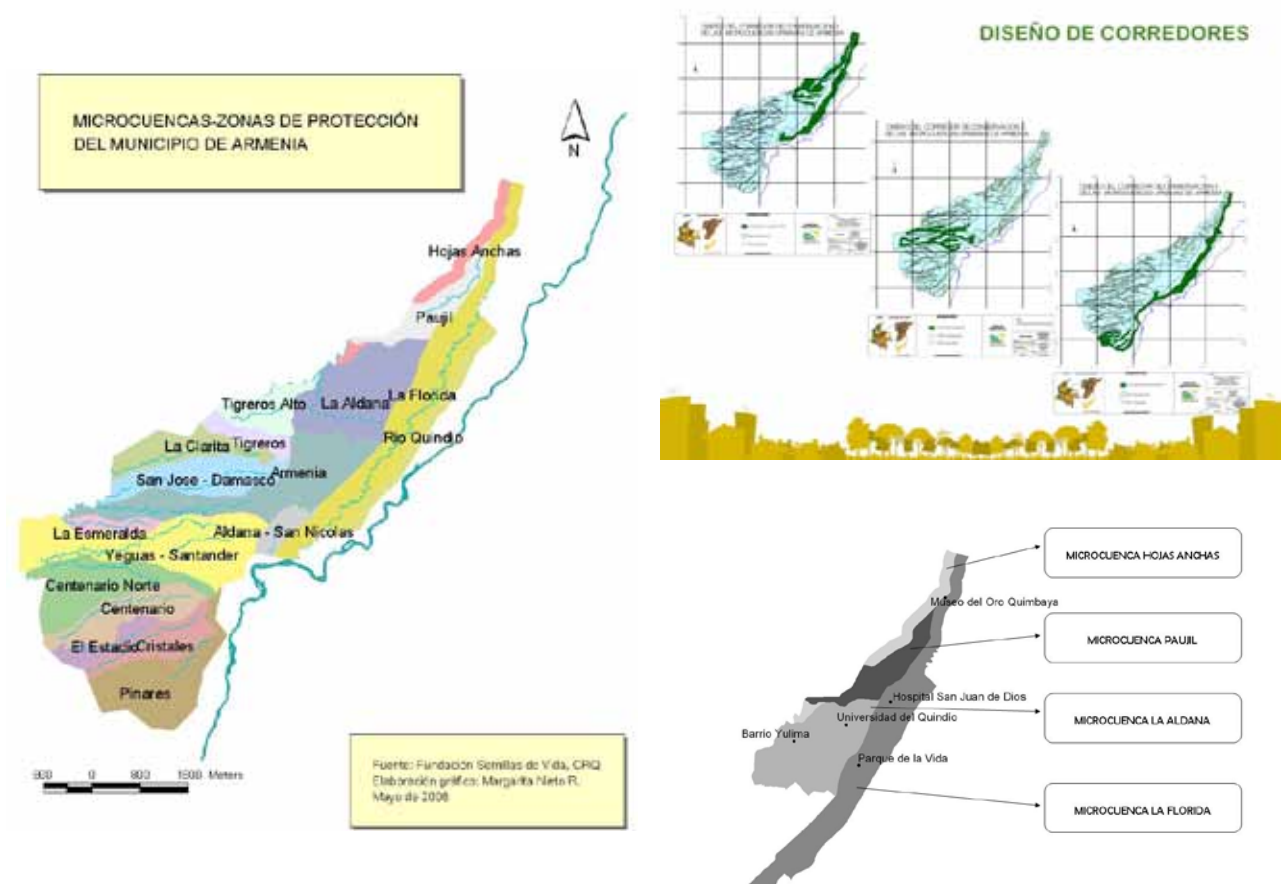


Figura 1. Área de trabajo-Corredor de Conservación propuesto. Fuente: Base de datos SIG, 2005.

DISEÑO DEL CORREDOR

La definición de corredores de conservación urbanos, partió de las caracterizaciones biológicas (flora y fauna con énfasis en el grupo taxonómico de las aves) de las 18 microcuencas. Con el objetivo de identificar nodos y delimitar posibles corredores, se calcularon los índices de biodiversidad. La diversidad alfa (riqueza de cada microcuenca), fue útil para definir los nodos, entendidos como fragmentos con buena heterogeneidad en la vegetación, diversidad de plantas y un mínimo de especies invasoras. Para la identificación de los posibles corredores se calculó la diversidad beta y los índices de similitud con el índice de Morisita-Horn (valores cercanos a 1, son conjuntos de especies similares y 0 para conjuntos diferentes). (Salazar *et al.* 2005).

Los criterios para el diseño del corredor sobre las microcuencas La Florida, Paujil, Aldana y Hojas Anchas, se basaron en el resultado de la evaluación y análisis de la información recopilada en las caracterizaciones biológicas, análisis de coberturas vegetales, caracterización socioeconómica. El análisis de los resultados de la caracterización biológica, se relacionó con la información de la caracterización socio-económica, buscando bases sólidas para definir y calcular las áreas específicas del trabajo, de acuerdo al interés, percepción, receptividad y compromiso que logró identificarse de la comunidad. Esto implicó un acercamiento y concertación uno a uno los actores.

Para la identificación de las áreas de interés se usaron criterios de fragmentación y conectividad. En relación con los niveles de conectividad que se asume existían antes en los ecosistemas de bosque sobre las quebradas, se identificaron en términos de la presencia o disminución de la continuidad de coberturas boscosas, cierto número de puntos de interés para el desarrollo de actividades de establecimiento del corredor, teniendo en cuenta otras variables como: acceso del área; vulnerabilidad a ser área urbanizable; posible relación del área con la comunidad; entre otros aspectos que se pretendieron evaluar en la caracterización socioeconómica (Figura 2).

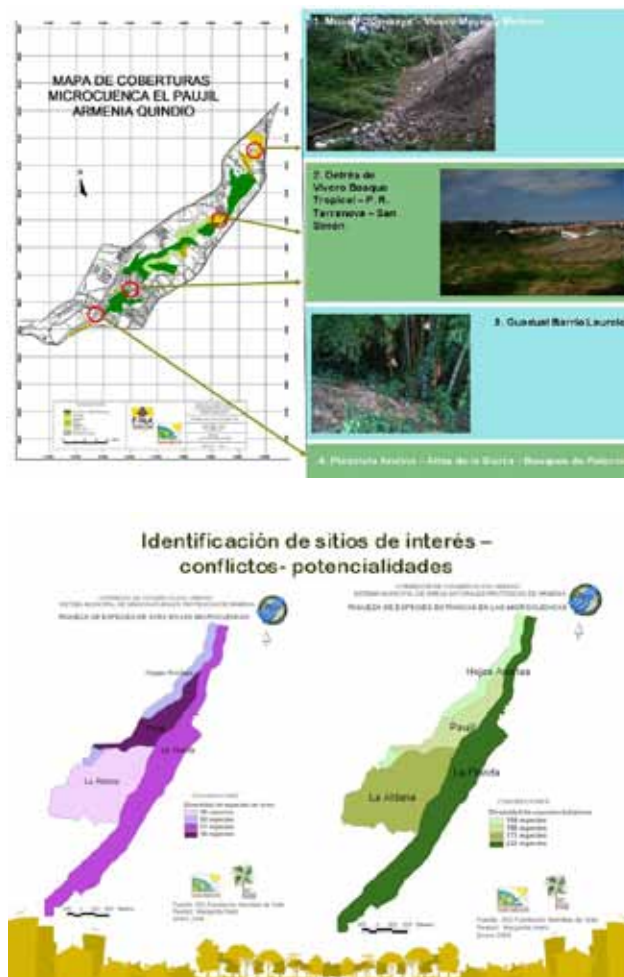


Figura 2. Identificación de sitios de interés. Coberturas vegetales de la microcuenca El Paujil y riqueza de especies de flora y fauna en las microcuencas.

La priorización de algunos nodos y fragmentos permitió definir un valor específico para ciertas áreas, para ello se tuvo en cuenta la riqueza de especies y el índice de similitud de especies de flora y fauna entre microcuencas, se tuvo en cuenta la presencia de las especies valor objeto de conservación¹, por su importancia para la viabilidad y efectividad del corredor de conservación y del resto de las especies en los ecosistemas; y además, se contemplaron aquellas especies en alguna categoría de amenaza, endémicas y/o migratorias por la importancia que su presencia señala para definir prioridades de conservación.

Tabla 1. Riqueza de especies de flora y fauna e índice de similitud en las microcuencas.

Microcuencas	Flora		Fauna (Aves)	
	Riqueza de especies	Índice de similitud alto	Riqueza de especies	Índice de similitud alto
La Aldana	170		46	
El Paujil	165	La Florida-Paujil; Paujil-Hojas Anchas	56	La Florida-Paujil; Paujil-Hojas Anchas
Hojas Anchas	163	Florida-Hojas Anchas; Hojas Anchas-Paujil	50	Florida-Hojas Anchas; Hojas Anchas-Paujil
La Florida	231	Florida-Hojas Anchas	51	Florida-Hojas Anchas

La información obtenida en la caracterización social permitió establecer vínculo con algunos actores. La gestión se dirigió hacia los actores directamente relacionados con los nodos y fragmentos definidos para el corredor. Se tuvo en cuenta el *interés, percepción, receptividad y compromiso de la comunidad*; considerados como las variables de mayor influencia, a escala puntual de nodos y fragmentos, en la celebración de las actas de compromiso y alianzas para el establecimiento del corredor de conservación. A escala de paisaje, son variables que influyen en el proceso de apropiación y legitimidad del corredor, es decir, su sostenibilidad. Estos acercamientos fueron clave para la definición de áreas de trabajo y la identificación de grupos involucrados en el proceso de gestión y formación ambiental, que se tuvo en paralelo al establecimiento del corredor: la *Escuela Ambiental Urbana*.

Las actas de compromiso consistieron en un documento descriptivo de la actividad de siembra a realizar en el sitio (enriquecimiento de bosques, manejo de guaduales, reforestación de pastizales y/o bordes del corredor con jardines como zona amortiguadora), aclarando la concertación y acuerdo establecido según los intereses del proyecto y el compromiso de al menos un mantenimiento posterior, a cargo del firmante.

A través de recorridos de campo a los sitios identificados como áreas de interés para la ejecución de actividades de establecimiento del corredor, se realizaron medidas con cinta métrica y se marcaron los sitios con estacas de guadua pintadas en la parte superior. Estas áreas se ubicaron con puntos de georreferenciación con GPS, lo que permitió el cálculo y posteriormente la ubicación de estos sitios sobre las fotografías aéreas y la información cartográfica del SIG. Con los datos obtenidos se construyeron fichas de información para cada una de las áreas calculadas, se diseñó un formato para la recolección de los siguientes datos: microcuenca; localización; tipo de actividad a desarrollar; limitantes para su establecimiento, posibles especies vegetales, aspectos y recomendaciones a tener en cuenta (Figura 3).

¹ Los valores objeto de conservación presentes en los resultados de las caracterizaciones de este proyecto, fueron identificados de acuerdo a listado de valores objeto tenidos en cuenta en el proyecto: “*Plan de Ordenamiento y Manejo Integral de las Microcuencas y Áreas Protegidas Urbanas del Municipio de Armenia*”, estos fueron identificados según la metodología propuesta por The Nature Conservancy -TNC (2000). Los criterios que se consideraron para la selección fueron: grado de amenaza, especie focal, importancia ecológica, dominancia, percepción de la gente y atractivo turístico. En el ejercicio de su selección se tuvo como resultado: matriz de bosque húmedo premontano-guadual, nacimientos y quebradas, especies migratorias, especies en peligro de extinción local, especies carismáticas, especies de interés cultural, población humana en riesgo y sistemas sostenibles de producción.

Las especies de flora, seleccionadas como valores objeto de conservación que se observaron en el estudio fueron: en La Aldana 4 especies: Laurel *Cinammomum triplinerve*, Nogal cafetero *Cordia alliodora*, Palma molinillo *Chamaedorea linearis* y el Caracolí *Anacardium excelsium*; ninguna en el Paujil, dos especies en Hojas Anchas: Laurel *Cinammomum triplinerve* y el Nogal cafetero *Cordia alliodora*. En La Florida una especie: el Laurel *Cinammomum triplinerve*. Las especies de aves, seleccionadas como valores objeto de conservación que se observaron en este muestreo fueron: *Piranga rubra*, *Momotus aequatorialis* y *Dryocopus lineatus*. En Hojas Anchas fueron registradas estas 3 especies; en La Aldana y el Paujil 2 especies. En las 4 microcuencas fue observado y oído el Barranquero coronado- *Momotus aequatorialis*.

Estrategias para el establecimiento

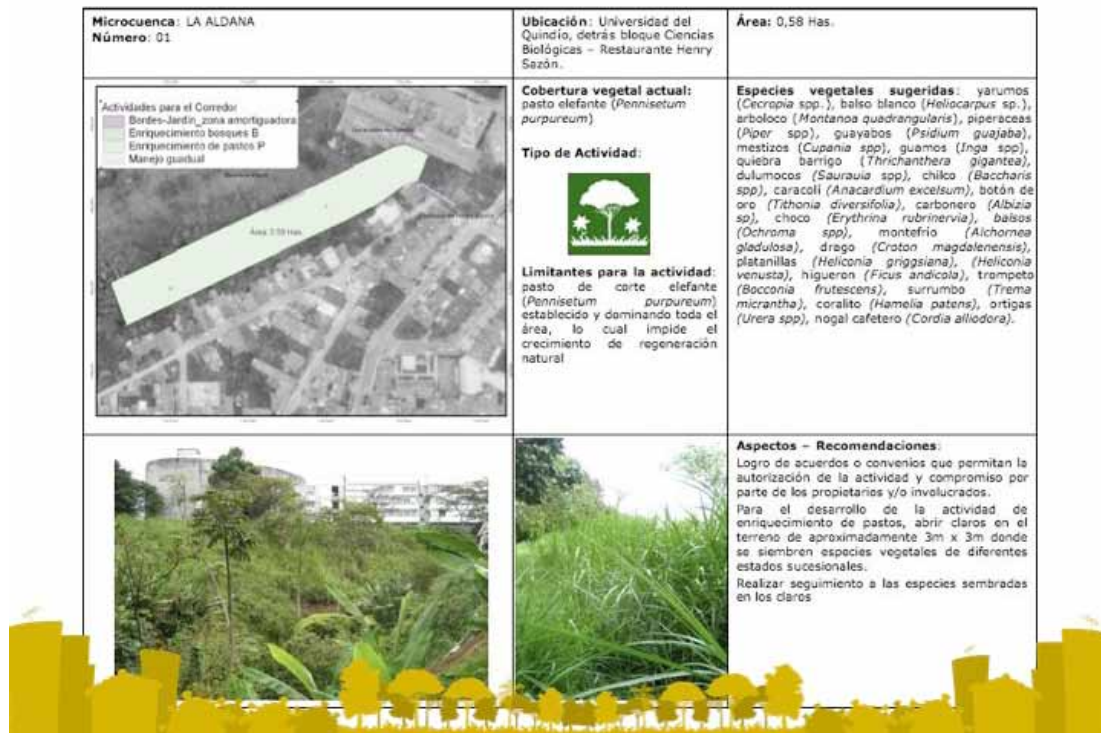


Figura 3. Cálculo de las áreas para establecimiento del corredor.

ESTABLECIMIENTO DEL CORREDOR

Partiendo del diseño del corredor de conservación; la selección y conteo de especies vegetales para cada sitio y el acuerdo o acta de compromiso por parte de los propietarios, se iniciaron las actividades de establecimiento: localización en sitio, rocería, hoyado y siembra de los árboles. El área total sobre la que se establecieron las actividades es de 27 has.

Las actividades de establecimiento fueron:

Enriquecimiento de bosques: con esta actividad se pretendió aumentar la diversidad de especies vegetales en las áreas identificadas con coberturas vegetales de bosque, a través de la siembra de especies nativas cada 10 m dentro del bosque. En total 10 has.

Manejo de guaduales: esta actividad se basó en el desganche y mantenimiento en general de los guaduales, además siembra de especies nativas para su enriquecimiento. En total 8 has.

En algunos sectores donde el establecimiento de bosques no fue atractivo para los propietarios de lotes, fue conveniente proponer la siembra de árboles, arbustos y palmas ornamentales, guayacanes (*Tabebuia chrysantha*, *Tabebuia* sp.) gualanday (*Jacaranda caucana*), nogales (*Cordia alliodora*), palma zancona (*Syagrus sancona*), guamos (*Inga* sp.), corozos (*Aiphanes* sp.), guayabos (*Psidium guajava*) y aguacates, entre otros. Proponiéndose así, dos clasificaciones diferentes para la reforestación de pastizales y para los bordes como zona amortiguadora.

Reforestación de pastizales: una reforestación o revegetalización de pastizales como rehabilitación ecológica que pretende la recuperación de cobertura de bosque y apoyar los procesos de regeneración natural y otra reforestación de pastizales, como espacio ornamental, diseñada de tal forma, que fue posible ganar algún porcentaje de cobertura con árboles o arbustos dispersos, sin recuperar la estructura y composición de un bosque como tal.

En aquellas áreas de pastizales donde se sembró pretendiendo recuperar la cobertura vegetal natural de bosque, se adecuaron claros de 3m x 3m y allí se sembraron en promedio 20 plantas (Figura 4), con especies y tipos de crecimiento representativos de un bosque; especies de rápido, intermedio y lento crecimiento.

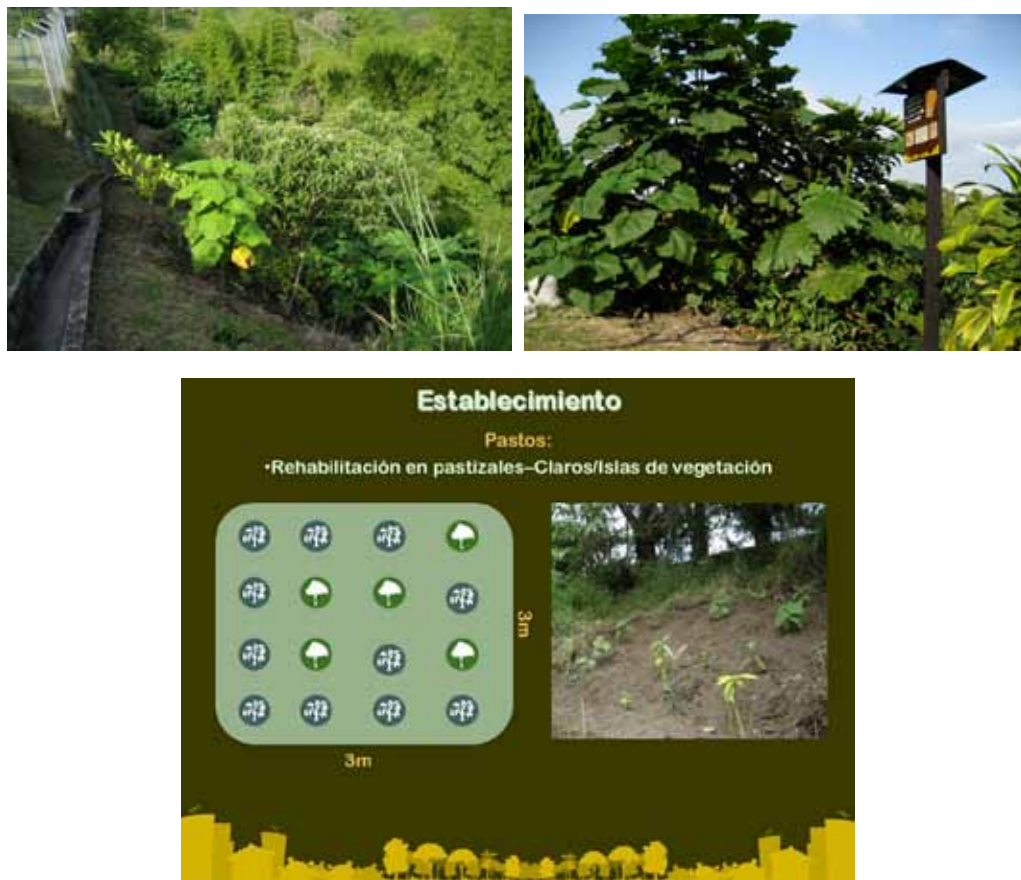


Figura 4. Rehabilitación en pastizales-claros/islas de vegetación.

BORDES CON LÍNEA DE ÁRBOLES Y/O JARDINES. “JARDINES PARA LA CONSERVACIÓN”

Para los bordes del corredor de conservación como *zona amortiguadora* se establecieron “jardines para la conservación”, como fueron llamados aquellos sitios de transición entre los suelos de protección y las áreas habitadas. Otros bordes se comprenden como líneas de árboles, en los sitios donde fue posible su concertación con los propietarios.

Las especies vegetales nativas se obtuvieron de viveros de la región, en especial del Jardín Botánico del Quindío y del vivero del SENA Agropecuario (centro de acopio y reproducción de especies), con quien se firmó una alianza. En total fueron utilizadas entre 60-70 especies vegetales nativas (Figura 5).

SEGUIMIENTO Y MONITOREO DEL CORREDOR

Para cada una de las actividades desarrolladas se planteó el método de muestreo, que se describe a continuación:

Rehabilitación de pastizales: del total de claros establecidos en cada sitio, se evaluó el 10%, en los cuales se tomaron datos de supervivencia y crecimiento de todas las especies vegetales. Para la toma de datos siempre se inició por el lado superior derecho, y al terminar cada línea de plántulas, nuevamente se iniciaba desde esta dirección. Cada claro fue marcado con cinta y placa de aluminio indicando el sitio, el número al que corresponde y la fecha de inicio de la evaluación.

Reforestación de pastizales con especies ornamentales: se evaluó el 100% de plantas establecidas en uno de los sitios.

Bordes de jardín y bordes línea de árboles: se integraron estas dos actividades, por estar relacionadas entre si y se evaluó el 100% de las plantas establecidas en cuatro sitios.

Enriquecimiento de bosque: se evaluaron tres de los ocho sitios establecidos en esta actividad. En cada sitio se tomó una muestra aleatoria del total de plantas sembradas y a estas se les realizó la evaluación de supervivencia y crecimiento.



Especies utilizadas 60 - 70 especies nativas

<i>Montanoa quadrangularis</i>	Arboloco	1
<i>Heliocarpus americanus</i>	Balso	1
<i>Piper</i> sp.	Cordoncillo	1
<i>Ficus andicola</i>	Ficus andicola	1
<i>Cupania</i> sp.	Mestizo	3
<i>Miconia</i> sp.	Niguito	1
<i>Trichanthera gigantea</i>	Quebrabarrigo	1
<i>Solanum sycophanta</i>	Trachuelo	1
<i>Leucaena leucocephala</i>	Leucaena	1
<i>Hamelia patens</i>	Cajeto/Coralito	1
<i>Abutilon striatum</i>	Abutilon	1
<i>Nectandra</i> sp.	Aguacatillo	2
<i>Anon</i> sp.	Anón	2
<i>Garcinia madruno</i>	Madroño	2
<i>Erythrina poeppigiana</i>	Cámbulo	2
<i>Swietenia macrophylla</i>	Caoba	3
<i>Billia columbiana</i>	Cariseco	3
<i>Cedrela odorata</i>	Cedro rosado	2
<i>Ormosia colombiana</i>	Chocho	2
<i>Erythrina rubrinervia</i>	Chocho	2
<i>Erythrina edulis</i>	Chachafruto	2
<i>Gustavia superba</i>	Membrillo	3
<i>Ampelocera albertiae</i>	Costillo	3
<i>Brunfelsia</i> sp.	Francesina	1
<i>Alpinia</i> sp.	Ginger variegado	1
<i>Alpinia purpurata</i>	Ginger rojo	1
<i>Phyllanthus acidus</i>	Grocello	2
<i>Jacaranda caucana</i>	Gualanday	2
<i>Inga edulis</i>	Guamo machete	1

1. Pionera
2. Pionera intermedia
3. Lento crecimiento

Figura 5. Rehabilitación en pastizales. Establecimiento de claros y algunas especies vegetales utilizadas.

RESULTADOS DEL MONITOREO Y SEGUIMIENTO

Rehabilitación de pastizales con especies forestales. En los claros, se tomaron datos de supervivencia y crecimiento partiendo de los datos obtenidos en los meses de agosto y octubre, obteniendo un porcentaje promedio de supervivencia del 79%.

En términos generales, las especies vegetales establecidas en los claros presentan buenas condiciones de desarrollo, sin embargo se registró mortalidad principalmente en las especies de: niguito (*Miconia notabilis*), vainillo (*Senna spectabilis*) y leucaena (*Leucaena leucocephala*) (Tabla 2).

Respecto al crecimiento de las plantas en los claros, los datos recopilados demuestran las buenas condiciones de adaptabilidad y desarrollo de algunas especies. Las que presentaron mayores índices de crecimiento fueron, vainillo (*Senna spectabilis*) con 217cm en cinco meses, seguido de arboloco (*Montanoa cuadrangularis*) con 140cm, tachuelo (*Solanum* sp.) con 108cm y balso blanco (*Heliocarpus americanus*) con 71cm. Los datos de las palmas sancona (*Syagrus sancona*) y de cera (*Ceroxylum* sp.) supondrían que hubiesen tenido decrecimiento, pero en realidad se debe a que las medidas de cada planta se tomaron en el ápice de la hoja nueva, la cual varía constantemente abriéndole paso a nuevas hojas.

Reforestación de pastizales con especies ornamentales. La evaluación se realizó en un sitio (Conjunto Residencial Proviteq Unidad 5), donde se encontró un porcentaje de supervivencia del 89%.

Borde línea de Jardín. Se evaluaron dos sitios y las especies evaluadas fueron: francesina (*Browalia americana*), abutilón y heliconia (*Heliconia* sp), encontrándose un porcentaje promedio de supervivencia del 92%.

Bordes línea de árboles. Las labores de evaluación de esta actividad se realizaron en tres sitios. Se encontró un porcentaje promedio de supervivencia del 62%. Las especies que presentaron el mayor número de individuos evaluados en esta actividad fueron el nogal cafetero (*Cordia alliodora*) y el cedro rosado (*Cedrela* sp). El bajo porcentaje de supervivencia en el sector de la Universidad del Quindío, estuvo influenciado por las labores de construcción del cerco en el sector de las plantas piloto y el tránsito permanente de estudiantes.

Enriquecimiento de bosque. En esta actividad no fue posible terminar la evaluación porque se perdieron las marcas ubicadas en los árboles para diferenciarlos, solo en el Conjunto Residencial La Abadía se lograron tomar algunos datos. El porcentaje que se conoció hasta el momento fue de un 66% de supervivencia.

Tabla 2. Porcentaje de supervivencia de las especies establecidas en los claros.

No.	Especie	Nombre común	Porcentaje (%) de supervivencia por especie
1	<i>Montanoa quadrangularis</i>	Arboloco	70%
2	<i>Trichantera gigantea</i>	Nacedero	97%
3	<i>Syagrus sancona</i>	Palma sancona	100%
4	<i>Aiphanes horrida</i>	Palma de corozos	50%
5	<i>Ceroxylon</i> sp.	Palma de cera	100%
6	<i>Annona muricata</i>	Guanábana	100%
7	<i>Annona</i> sp.		50%
8	<i>Saurauia</i> sp.	Dulumoco	100%
9	<i>Tabebuia chrysantha</i>	Guayacán amarillo	75%
10	<i>Cordia alliodora</i>	Nogal cafetero	100%
11	<i>Senna spectabilis</i>	Vainillo	66%
12	<i>Carludovica palmata</i>	Iraca	100%
13	<i>Billia colombiana</i>	Cariseco	100%
14	<i>Lafoensia puniceifolia</i>	Guayacán de Manizales	100%
15	<i>Nectandra</i> sp.	Laurel	80%
16	<i>Gustavia superba</i>	Membrillo	100%
17	<i>Ficus</i> sp.		83%
18	<i>Swietenia macrophylla</i>	Caobo	83%
19	<i>Cedrela</i> sp.	Cedro rosado	71%
20	<i>Inga</i> sp.	Guamo	90%
21	<i>Leucaena leucocephala</i>	Leucaena	69%
22	<i>Magnolia</i> sp.	Molinillo	100%
23	<i>Miconia notabilis</i>	Niguito	40%
24	<i>Eugenia</i> sp.		100%
25	<i>Psidium guajava</i>	Guayaba	100%
26	<i>Erythrina</i> sp.		75%
27	<i>Erythrina edulis</i>	Chachafruto	100%
28	<i>Ormosia colombiana</i>	Chocho de monte	76%
29	<i>Retrophyllum rospigliosii</i>	Pino colombiano	100%
30	<i>Piper</i> sp.	Cordoncillo	85%
31	<i>Eriobotrya japonica</i>	Nispero	50%
32	<i>Hamelia patens</i>	Coralito	83%
33	<i>Solanum</i> sp.	Tachuelo	81%
34	<i>Heliocarpus americanus</i>	Balso blanco	100%

ESCUELA AMBIENTAL URBANA

La propuesta de Escuela Ambiental Urbana, se consolida como la estrategia de sostenibilidad del proyecto, asumiendo la educación ambiental como el eje que permita articular y generar la sensibilidad, aptitud y apropiación del tema de corredores de conservación en la ciudad. Esta propuesta se estructura con dos componentes: la gestión y la formación, dirigida a todos los actores con los que se relaciona el proyecto, a nivel comunitario e institucional. La Escuela Ambiental Urbana se reconoce más que una suma de talleres, en un proceso de corto, mediano y largo plazo. Los resultados en relación a esta propuesta fueron efectivos para el logro de los objetivos en términos de gestión social del proyecto y además, incluyeron generar un documento soporte que describiera la propuesta metodológica.

OBJETIVOS DE LA ESCUELA AMBIENTAL URBANA

El proceso de Escuela Ambiental Urbana pretende:

- Lograr que la población local adopte una cultura ambiental y se incorpore en la solución de los problemas ambientales.
- Orientar la comprensión de la dimensión ambiental desde una visión interdisciplinaria.
- Difundir valores de respeto a todas las formas de vida, reconocimiento del “verde en la ciudad”.
- Contribuir a la convivencia y participación ciudadanas para la apropiación y sostenibilidad del corredor de conservación.

ESTRUCTURA DE LA ESCUELA AMBIENTAL URBANA

La Escuela tiene dos grandes campos de acción (Figura 6): gestión y formación, los cuales se identifican como los momentos del proceso de: acercamiento, sensibilización, fortalecimiento de capacidades y generación de espacios de formulación y desarrollo de propuestas de gestión ambiental, para la sostenibilidad de la estrategia de manejo y ordenamiento propuesta por la fundación para el Sistema Municipal de Áreas Protegidas:

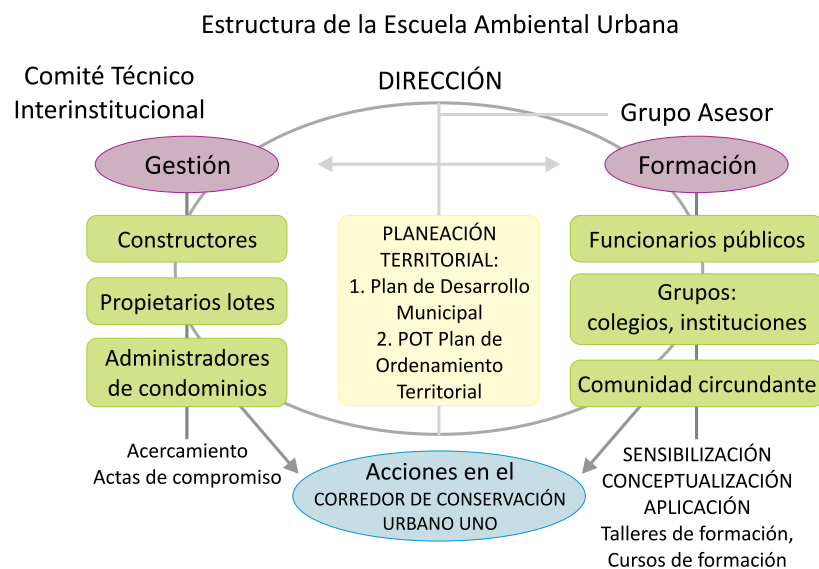


Figura 6. Estructura de la Escuela Ambiental Urbana.

ESTRATEGIAS DE GESTIÓN

La gestión en el proceso de la Escuela Ambiental Urbana se define como el momento de acercamiento y socialización de la propuesta. Los resultados de esta estrategia fueron la concertación y acuerdo formal con los actores relacionados; espacios de consulta donde se logró conocer e involucrar nuevos actores al proceso.

Para el logro de estos objetivos se conformó en ambos proyectos un Consejo Consultivo y un Comité Técnico Interinstitucional. Ambos son espacios a nivel comunitario (Consejo Consultivo) e institucional (Comité Técnico Interinstitucional), que permiten la participación y toma de decisiones sobre los avances obtenidos en la ejecución del proyecto. Ha sido una propuesta que ha logrado adaptarse a las diferentes dinámicas sociales de las áreas de trabajo.

ESTRATEGIAS DE FORMACIÓN

El proceso de formación ambiental, pretende al igual que los objetivos de la EAU, el fortalecimiento de capacidades de la población local para que adopte una cultura ambiental y se incorpore en la solución de los problemas ambientales. A través de la propuesta de ciclo académico, se busca orientar hacia la comprensión básica de la dimensión ambiental e inculcar el respeto por la vida y estimular las inquietudes hacia la búsqueda de soluciones.

El ciclo académico esta compuesto por tres etapas: *Etapas 1: Sensibilización – Reconocimiento. Etapas 2: Conceptualización. Etapas 3: Gestión Ambiental*, concebido por un mínimo de 3 sesiones con el mismo grupo de trabajo. El sistema de enseñanza propone que todas las temáticas de cada etapa, se desarrollen bajo un proceso integral de formación que relaciona la teoría con la práctica. Esto ha favorecido la ejecución de una variedad de métodos de formación: talleres, cursos de capacitación, salidas de campo a las áreas de intervención de los proyectos y a los Corredores Biológicos de Barbas-Bremen en Filandia-Quindío, presentaciones magistrales, actividades lúdicas, diseño e implementación de juegos didácticos, dependiendo del tema y de la dinámica del grupo de trabajo.

Con el proceso realizado en las instituciones educativas, se espera que los estudiantes sean multiplicadores dentro de su colegio y que lideren el cuidado de las áreas de conservación que tiene la institución, incluyendo los senderos de interpretación. Con los cursos de jardinería se ha pretendido hacer un reconocimiento del aporte del oficio a los objetivos de conectividad estructural del corredor y evidenciar la comprensión y responsabilidad que se logra a través del reconocimiento del entorno, en especial los hábitats naturales. Hace parte del proceso de formación ambiental para los objetivos del programa “*jardines para la conservación*”, que ha resultado de la propuesta de espacios ornamentales para establecimiento de zonas amortiguadoras en el corredor.

TESTIMONIOS Y LECCIONES APRENDIDAS DEL PROYECTO

El diseño y establecimiento del corredor ha sido un proceso participativo, de coordinación institucional y gestión administrativa que se desarrolló en diferentes etapas, las cuales pretenden configurar una propuesta de conservación articulada al contexto real que se presenta en el área de trabajo. Además, pretende ser el comienzo de la estrategia de conectividad para la ciudad de Armenia.

De acuerdo con el modo de intervención del trabajo, se considera que las prácticas implementadas como claros para la rehabilitación de pastizales y bordes como líneas de jardín se pueden cuantificar y valorar en el tiempo, lo que permitirá verificar la efectividad de los objetivos. En general, los modos de intervención consideraron involucrar otras instituciones, educar y empoderar a otros, este se plantea como el mecanismo que permitirá la resonancia del proyecto.

El impacto del trabajo se verá en unos años cuando la conducta ciudadana haya cambiado y los ecosistemas se hayan recuperado. Dependerá al largo plazo del compromiso de varios actores.

La importancia del establecimiento de los corredores de conservación urbanos y de su sostenibilidad esta en desarrollar una estrategia más allá de la conservación de la biodiversidad, que articula las relaciones ambientales que existen entre los factores sociales, económicos y políticos. Procura aportar a una apropiación colectiva de los espacios naturales.

Más allá del diseño de hábitats silvestres, el diseño del corredor pretendió dar respuesta a los intereses de la comunidad involucrada buscando entrar en la armonía de las percepciones de los actores a la vez que se atendió la necesidad de recuperación de ecosistemas, mantenimiento de su estructura y prolongación de su función.

Teniendo en cuenta que el corredor a implementar está integrado por varios nodos, parches y/o fragmentos y que en su ubicación hacen presencia varias y diferentes visiones e intereses de actores involucrados y/o propietarios; se debió realizar un trabajo particular con cada uno de los involucrados en los sitios definidos y las acciones a emprender fueron también particulares. La Escuela Ambiental Urbana fue un elemento fundamental para lograr la vinculación y apropiación del proceso de conectividad por parte de estos actores claves.

Frente a las diferentes visiones, intereses y valoración de los ecosistemas boscosos en la ciudad, se generó la propuesta de espacios ornamentales: “jardines para la conservación”, reforestación de pastizales como espacio ornamental; actividades con las cuáles se pretendió cumplir con las metas de conectividad estructural a través de mayor cobertura vegetal y de una población conciente de su oferta de servicios ambientales, con sentido de apropiación por el corredor de conservación.

El uso del hábitat por parte de la avifauna es considerado un resultado valioso importante para el diseño del corredor, teniendo en cuenta que cerca del 70% ocupa y utiliza las coberturas de bosque, entonces el incremento de conectividad podría beneficiar a estas especies.

Es importante resaltar que los procesos reconocidos en conectividad estructural del paisaje, sobretodo en paisajes urbanos, no tienen una fórmula y metodología establecida, esto llevó a replantear sobre la marcha ciertas actividades y asumir riesgos.

El principal inconveniente que presentan actualmente las especies establecidas en los claros de reforestación de pastizales es la presencia de pastos y otras hierbas que limitan el crecimiento de las plantas establecidas, por lo cual se recomienda continuar con las labores de deshierba.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo no se hubiera realizado sin la participación activa de las instituciones con las cuales establecimos alianzas, la comunidad presente en las microcuencas, especialmente estudiantes de los centros educativos, administradores y jardineros de conjuntos residenciales. ¡A todos ellos muchas gracias!

Especial reconocimiento a la coordinadora del proyecto: Olga Lucía Giraldo Duque. Al grupo de trabajo de Fundación Semillas de Vida y demás organizaciones ambientales del Quindío: Luis Fernando Jiménez Nieto, Sandra Vahos, Jorge Hernán López (Fundación Ecológica Las Mellizas), Niny Johana Muñoz Gonzales (Fundasilvestre) y Enrique Méndez Vargas. A la asesoría de Fabio H. Lozano y William Vargas (Corporación Paisajes Rurales), Hernando Bonilla (Fundación Restrepo Velez). Queremos hacer a Nayiv Leyva, por su dedicación y apoyo al proyecto y al equipo de trabajo. Y especial mención merecen los participantes del grupo: “*Jardines para la Conservación*” y al instructor Ricardo Elías Vega, por los logros en continuidad e interés en los tres niveles de jardinería, que han lograron realizarse en el marco del convenio de la Fundación con el SENA.

LITERATURA CITADA

- ALCALDÍA MUNICIPAL DE ARMENIA. 1999. Acuerdo 001/99. Plan de Ordenamiento Territorial de Armenia. Armenia, Quindío.
- ANDRADE, G. 2005. Región, Ciudad y Áreas Protegidas. La Continuidad de los Parques en Bogotá. Págs. 149-180.
- ANDERSSON, E. 2006. Urban Landscapes and Sustainable Cities, *Ecology and Society* 11(1): 34. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss1/art34/> . Págs. 7.
- CARDONA, N. 2005. Consideraciones socioeconómicas en el diseño de proyectos sustentables de restauración ecológica. En: SÁNCHEZ, O., Peters, E., Márquez-Huitzil, R., Vega, E., Portales, G., Valdez, M. y Azuara G. (Eds.) *Temas sobre Restauración Ecológica*. Instituto Nacional de Ecología, México D.F. Págs. 45-56.
- COTLER, H., Bocco, G. Y Vélazquez, A. 2005. El análisis del paisaje como base para la restauración ecológica. En: SÁNCHEZ, O., Peters, E., Márquez-Huitzil, R., Vega, E., Portales, G., Valdez, M. y Azuara G. (Eds.) *Temas sobre Restauración Ecológica*. Instituto Nacional de Ecología, México D.F. Págs. 135-146.
- D'EON, R. G., S. M. Glenn, I. Parfitt, and M.-J. Fortin. 2002. Landscape connectivity as a function of scale and organism vagility in a real forested landscape. *Conservation Ecology* 6(2): 10. [online] URL: <http://www.consecol.org/vol6/iss2/art10>. Págs. 14.
- LOZANO, F.H. y W.G., Vargas. 2008. Comentarios Generales desde la perspectiva biológica al Proyecto de Corredores Urbanos de Armenia. Informe de Consultoría al Proyecto: Disminución de la fragmentación de ecosistemas boscosos en el Sistema Municipal de Áreas Naturales Protegidas de Armenia, a través de Corredores de Conservación. Fundación Semillas de Vida. Fondo para la Acción Ambiental y la Niñez. Armenia. Págs. 17.

- MÁRQUEZ-HUITZIL, R. 2005. Fundamentos teóricos y convenciones para la restauración ecológica: aplicación de conceptos y teorías a la resolución de problemas en restauración. En: SÁNCHEZ, O., Peters, E., Márquez-Huitzil, R., Vega, E., Portales, G., Valdez, M. y Azuara G.(Eds.) Temas sobre Restauración Ecológica. Instituto Nacional de Ecología, México D.F. Págs. 159-168.
- MÉNDEZ E. 2007. Informe de Caracterización florística Microcuencas Paujil, Aldana, Hojas Anchas y La Florida. Proyecto: Disminución de la fragmentación de ecosistemas boscosos en el Sistema Municipal de Áreas Naturales Protegidas de Armenia, a través de Corredores de Conservación. Fundación Semillas de Vida. Fondo para la Acción Ambiental y la Niñez. Armenia. Págs. 17.
- NIETO, O.A., A. Salazar y L.F Jiménez. 2005. Variación de Coberturas vegetales 1939-1999. Dinámica de ocupación y poblamiento del territorio en el municipio de Armenia. Documento preliminar. Fundación Semillas de Vida. Armenia. Págs. 35.
- NIETO-RESTREPO, M., J.H. López y L.F. Jiménez. 2008. Calculo y diseño de áreas para establecimiento del Corredor de Conservación Urbano. Proyecto: Disminución de la fragmentación de ecosistemas boscosos en el Sistema Municipal de Áreas Naturales Protegidas de Armenia, a través de Corredores de Conservación. Fundación Semillas de Vida. Fondo para la Acción Ambiental y la Niñez. Armenia. Págs. 40.
- SALAZAR, A. y Nieto, A. 2005a. Plan de Ordenamiento y Manejo Integral de las Microcuencas y Áreas Protegidas Urbanas del Municipio de Armenia. Fundación Semillas de Vida
- SALAZAR, A. y Nieto, A. 2005b. Diseño de Corredores de Conservación en las Microcuencas y Áreas Protegidas Urbanas del Municipio de Armenia. Fundación Semillas de Vida.
- SÁNCHEZ, O. Restauración ecológica: algunos conceptos, postulados y debates al inicio del siglo XXI. En: SÁNCHEZ, O., Peters, E., Márquez-Huitzil, R., Vega, E., Portales, G., Valdez, M. y Azuara G.(Eds.) Temas sobre Restauración Ecológica. Instituto Nacional de Ecología, México D.F. Págs. 15-30.
- TNC. 2000. Esquema de las cinco S para la conservación de sitios. Manual para la planificación de la conservación de sitios y la medición del éxito para la conservación. The Nature Conservancy. Págs. 120.



24. HERRAMIENTAS DE MANEJO DE PAISAJE EN LA CUENCA MEDIA DEL RÍO NIMA, UN APOORTE A LA CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD Y REGULACIÓN DE LOS SERVICIOS AMBIENTALES

Gustavo Guerra González, William Vargas, Fabio H Lozano-Zambrano, Carlos Andrés Cardona, Omar Mejía
Corporación Paisajes Rurales

INTRODUCCIÓN

La cuenca hidrográfica del río Nima, es una de las fuentes hídricas más importantes del municipio de Palmira, principalmente por los bienes y servicios ambientales que produce, abastece de agua para consumo a toda la población urbana (295.000 habitantes) y a los acueductos rurales que abastecen a las comunidades asentadas en el territorio, cubriendo el consumo de 3.937 habitantes de la zona rural del Municipio (Alcaldía de Palmira 2001). De igual forma, abastece de riego a 6.900 hectáreas en la zona plana en el valle geográfico del río Cauca, para la producción agroindustrial y sustenta una producción ganadera, avícola, porcícola y de trapiches paneleros. Adicional a esto, genera entre 6000 y 7000 KW/hora de energía eléctrica en las plantas Nima I y Nima II.

La Cuenca, está ubicada en la vertiente occidental de la cordillera Central en el municipio de Palmira, en el departamento del Valle del Cauca. Para el desarrollo del proceso, en el año 2005, el Instituto Humboldt definió un área piloto denominada ventana de paisaje rural, la cual se encuentra ubicada entre los 1700 y 2100 msnm, con precipitación promedio anual que varía entre 1000 - 1800 mm y una temperatura promedio de 17°C, en formación vegetal de bosque subandino. La ventana definida, comprende los corregimientos de La Quisquina, Tenjo, Calucé, un pequeño sector de La Zapata y Toche (vía La Nevera).

Los usos del suelo presentes en los predios, ubicados al interior de la ventana, son predominantemente de bosque natural, secundario y/o rastrojo con 1348.442 Hectáreas, seguido de las plantaciones forestales con 426,79 ha (19,31%) (Figura 1).

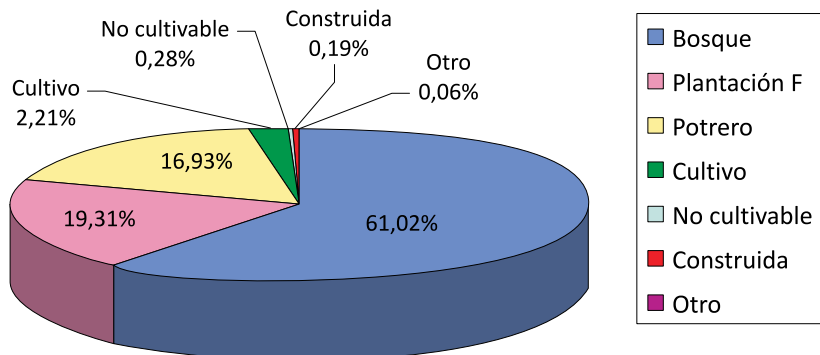


Figura 1. Usos del suelo presentes en la ventana de paisaje rural (2500 Ha) en la cuenca media del río Nima (Valle del Cauca).

Dentro del territorio de la Cuenca, en la parte alta, se localizan aproximadamente 3.050 has que hacen parte del Parque Natural Nacional Páramo de Las Herosas, a su vez se encuentra protegida un área de 3.700 has, aproximadamente del ecosistema bosque andino, el cual se caracteriza por poseer alta riqueza en biodiversidad y declarado recientemente como Parque Natural Regional del Nima, en los alrededores de las fuentes que dan origen al río que lleva su nombre.

El bosque existente en la Cuenca, es uno de los bienes que provee un servicio ecológico al permitir la regulación hídrica y servir de base para la conservación de la biodiversidad biológica y la protección de fauna silvestre, de igual forma, provee servicios tangibles para el uso de la comunidad (maderables y no maderables). El recurso hídrico es de buena calidad y cantidad, abasteciendo como ya se dijo, de agua para consumo a toda la población de la cabecera municipal, de la Cuenca y utilizada también, para el desarrollo de las actividades agrícolas, pecuarias y agroindustriales en la zona urbana y rural, como para la generación de energía eléctrica. Por tal razón, se considera que el recurso hídrico es tal vez el que presenta la más alta importancia para la zona de estudio y su contexto territorial.

El cauce principal del río Nima se abastece por diferentes fuentes o quebradas, donde las que más le aportan a su caudal en su orden son: quebrada Santa Teresa con el 28%, quebrada Aguazul con 25,4%, quebrada Los Negros con 16%, quebrada Los Cusumbos con 11,36%, quebrada Los Cuervos con 7,84% y la quebrada Amberes con 5,12%.

Los usuarios que demandan principalmente el recurso hídrico, se ubican en la zona plana rural y zona urbana del municipio de Palmira, conformando los diferentes tipos de usuarios del río, que en su orden se pueden mencionar como los ingenios, por destinar el agua al cultivo de la caña de azúcar, cadena productiva de importancia para la región, las empresas prestadoras del servicio de acueducto y alcantarillado, pequeños agricultores y las fincas relacionadas con los ingenios.

En ese sentido, quizá el interrogante que debe ser resuelto ahora es ¿que alcance puede tener el río Nima para seguir cubriendo la demanda actual y futura del recurso hídrico, bajo las condiciones de manejo y uso que se dan en la actualidad a su ecosistema?

En la cuenca del río Nima, como en los diferentes paisajes rurales subsiste un uso insostenible de los recursos naturales renovables y no renovables; la tendencia sostenida entre una “potrerización”- ganaderización en los usos del suelo que tienen otra vocación, la ampliación de la frontera agrícola, ganadera, y urbana a expensas de los “bienes y servicios” ambientales y de la biodiversidad, van produciendo deterioro en el entorno natural (IAvH 2005).

¿Cómo conservar biodiversidad y mantener bienes y servicios ambientales en entornos que han sido o están siendo modificados por la actividad humana, convirtiéndolos en un mosaico de sistemas productivos y remanentes de hábitats?, es decir, ¿Cómo compaginar sistemas productivos, densidad poblacional, demanda de productos y recursos, con asegurar biodiversidad y agua, suelos fértiles, aire puro, para las futuras generaciones? Pregunta que surge a la luz de un problema de carácter comunitario -institucional- gubernamental, en un marco local, regional, nacional e internacional.

Colombia es reconocida como una de las cinco naciones megadiversas del mundo; “acogiendo aproximadamente el 15% de las especies terrestres, de igual forma concentra más especies por unidad de área comparándolo con otros países, es decir, se considera el país con mayor número de especies en pájaros y anfibios, además de ser rico en plantas y animales. Todas estas condiciones de biodiversidad son dadas por el factor de variedad de climas, suelos y hábitats que predominan en las diferentes regiones del país, la sur – andina, pacífica y andina centro occidental” (CVC 2003).

Para velar por la Conservación de la Biodiversidad en el país, el Instituto Humboldt formula proyectos de investigación básica y aplicada, entre las acciones más representativas y recientes ha venido adelantando el proyecto “*Conservación y Uso Sostenible de la Biodiversidad en los Andes Colombianos*” cuyo objetivo fue “El incremento en la conservación, conocimiento y uso sostenible de la biodiversidad de importancia global en los Andes Colombianos” (CVC 2003), el cual a su vez tiene un componente denominado Paisajes Rurales.

“Estudiar los Paisajes Rurales es buscar las representaciones y manifestaciones de las comunidades que los han habitado. Conservar y usar sosteniblemente la biodiversidad nativa asociada a un determinado paisaje rural implica necesariamente, trabajo colectivo, creación de conocimiento, recuperación de saberes, recreación de conocimientos con base en las nuevas circunstancias, compromiso, convencimiento, interacción constante entre actores del proceso, ampliación de capacidades y oportunidades de las comunidades, modificación de patrones de planificación territorial, de producción y uso de la diversidad biológica” (Pardo & Ochoa 2003).

La metodología diseñada en Paisajes Rurales, tiene dos fases, la primera destinada a identificar oportunidades de conservación en los paisajes rurales andinos y la segunda, orientada a establecer herramientas de manejo del paisaje, como estrategias de conservación de biodiversidad *In Situ*.

La recuperación de la conectividad perdida y el incremento de la calidad (composición y estructura) de parches de bosque que se encuentran al interior de sistemas productivos, es una urgencia para garantizar la conservación de la biodiversidad y de los recursos asociados a ella como el agua y el suelo, entre otros, que además de conservarlos, pueden ser usados sosteniblemente en los paisajes rurales andinos.

En este sentido, la CVC y el Instituto Humboldt, ejecutaron un convenio de cooperación técnico-científica, para el desarrollo de estrategias de conservación a través de la implementación de Herramientas de Manejo del Paisaje (HMP), en el paisaje rural de la cuenca media del río Nima, el cual se considera como estratégico para la conservación y producción de bienes y servicios ambientales. Las HMP son acciones en terreno que incrementan la conectividad del paisaje y mejoran la calidad de los elementos del mismo, para la conservación de biodiversidad (Lozano – Zambrano 2009).

MÉTODOS

En el desarrollo de la estrategia, se siguió la propuesta técnica realizada por el grupo de investigación en paisajes rurales del Instituto Humboldt (Lozano – Zambrano 2009) basada en el abordaje desde la escala de paisaje de las características biológicas y socio-económicas de los paisajes rurales, como una propuesta para la planificación ambiental del territorio (Figura 2).

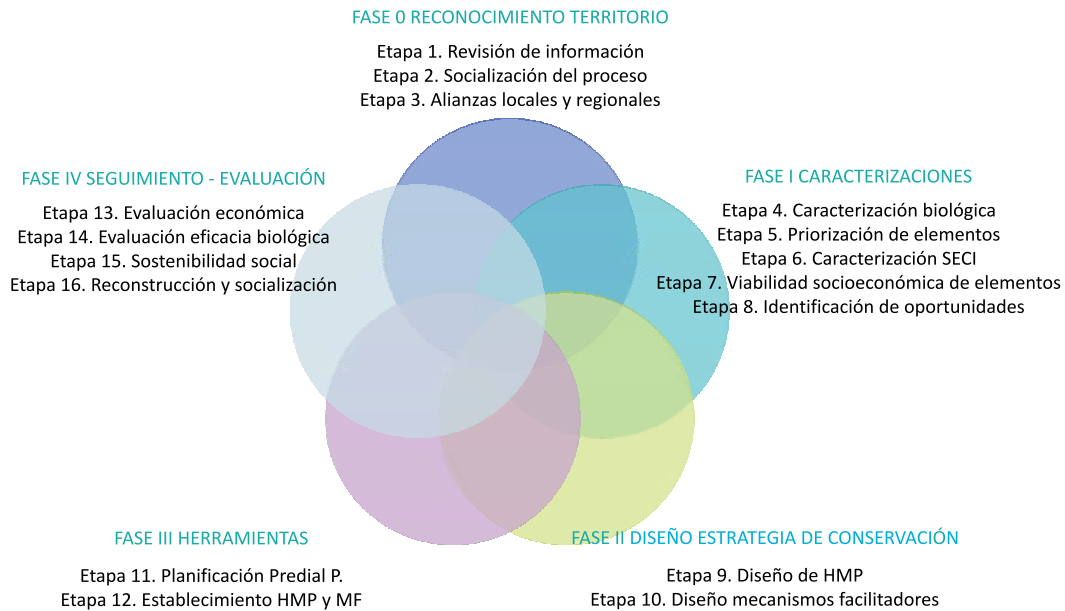


Figura 2. Metodología para la planificación de acciones en el paisaje rural que contribuyan a la conservación de la biodiversidad nativa.

RESULTADOS

FASE DE CARACTERIZACIONES

Se diseñó una ventana de paisaje de 2500 ha, la cual corresponde a un área piloto de muestra en el territorio, donde se evaluaron 36 elementos del paisaje: bosques maduros **BM** (3), bosques secundarios **BS** (8), fragmentos de bosque **F** (5), cañadas **C** (8), matriz del paisaje o pastizales **M** (8) y plantaciones de ciprés **PC** (4) (Figura 3).

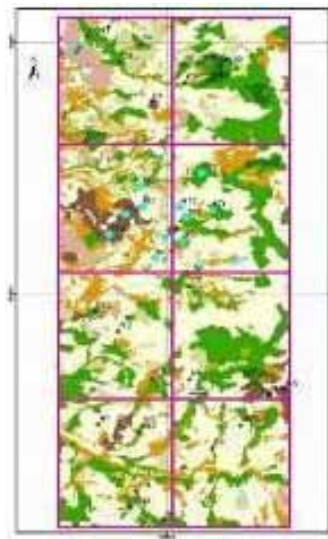


Figura 3. Elementos del paisaje caracterizados biológicamente en la cuenca media del río Nima (Palmira, Valle del Cauca).

En los sitios evaluados se realizaron caracterizaciones de las comunidades de tres grupos biológicos (aves, vegetación y hormigas).

Se registró un total de 160 especies de aves, donde *Odontophorus hyperythrus* y *Ramphocelus flammigerus* fueron las únicas especies endémicas de Colombia registradas, de igual manera *O. hyperythrus* fue la única especie casi amenazada según los libros rojos en el área de estudio. En la categoría de especies casi endémicas se reportaron *Amazilia franciae*, *Thamnophilus multistriatus* y *Tangara vitriolina*.

En cuanto a la vegetación, se encontraron en total 366 especies. Se identificaron 7 especies amenazadas y 6 vulnerables, entre los que se encuentran *Aniba coto* (Lauraceae), *Calatola colombiana* (Icacinaceae), *Casearia megacarpa* (Flacourtiaceae), *Cedrela montana* (Meliaceae), *Inga sierrae* (Leguminosae), *Juglans neotropica* (Juglandaceae), y una especie en categoría casi amenazada como es *Aiphanes simplex* (Arecaceae) (Figura 4).



Figura 4. *Aniba coto* (Medio comino), *Casearia megacarpa* (Casearia) y *Aiphanes simplex* (Corozo).

Con la información recopilada de las caracterizaciones, se identificaron desde la perspectiva biológica los elementos del paisaje que presentan mayor importancia para desarrollar acciones tendientes a la conservación, mediante el cálculo del Índice de Valor de Conservación de la cuenca media del río Nima, el cual se basa en criterios como: riqueza de especies, número de especies endémicas de Colombia y número de especies amenazadas en cada elemento del paisaje.

Lo anterior sumado a los resultados obtenidos en la caracterización social, económica y cultural del territorio, permitió identificar los sitios o predios con oportunidades de conservación de biodiversidad, mediante un ejercicio metodológico de unificación de criterios que permite priorizar los sitios donde se implementan posteriormente las acciones, descartando temporalmente, los sitios con valores bajos en el índice de conservación y baja viabilidad socioeconómica. Estos predios con oportunidad de conservación corresponden a aquellos priorizados biológicamente, por su mayor aporte a la conservación de biodiversidad y con viabilidad socioeconómica para el establecimiento y la sostenibilidad de una estrategia de conservación.

El ejercicio realizado por el grupo de Investigación en Conservación de Biodiversidad en Paisajes Rurales del IAvH, arrojó como resultado 10 predios priorizados con altas posibilidades biológicas y socioeconómicas de conservación, de implementación de la estrategia y de las herramientas de manejo del paisaje (HMP) en la cuenca media del río Nima.

FASE DISEÑO DE LA ESTRATEGIA DE CONSERVACION

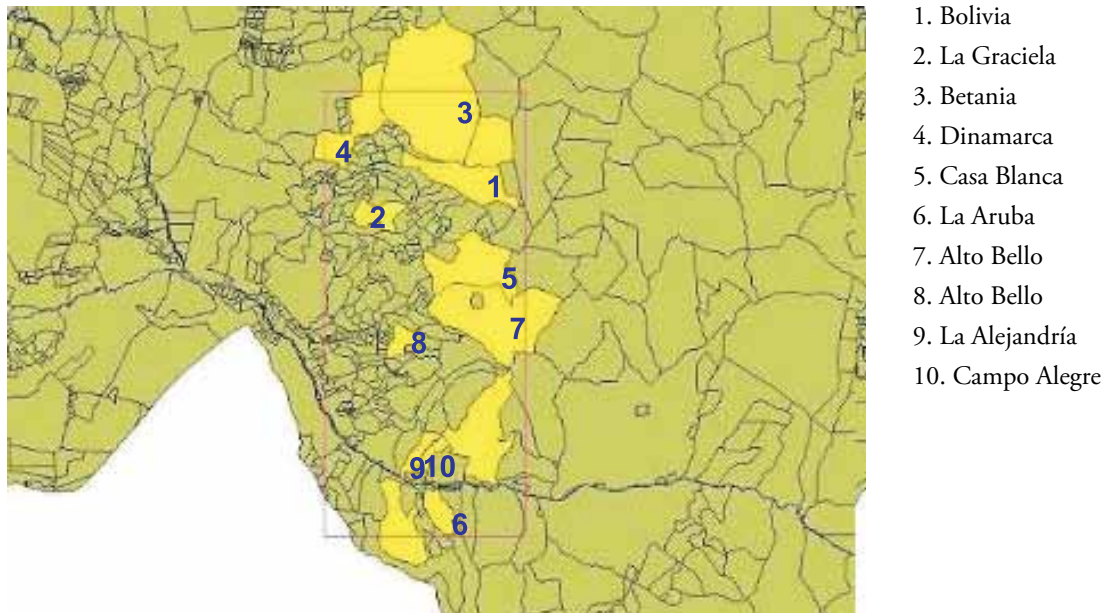
La participación de la comunidad y de las organizaciones comunitarias locales es una de las estrategias más importantes para garantizar el éxito en el proceso. (Figura 5).



Figura 5. Reunión comunitaria Calucé y Reunión comunitaria Tenjo.

Con base en los predios priorizados, se iniciaron los procesos de acercamiento tanto con las comunidades locales, las instituciones y organizaciones públicas y privadas, como con los diferentes propietarios involucrados.

En el avance de construcción del proceso metodológico, se definieron las herramientas de manejo del paisaje a implementar en los diez predios priorizados (Figura 6). Igualmente se consideraron HMP complementarias como elementos de negociación con los propietarios (Tabla 1).



Fuente: Los Autores – Harold Maffa – SIG CVC.

Figura 6. Predios con alta oportunidad de conservación en la ventana de paisaje rural, cuenca media del río Nima (Palmira, Valle del Cauca).

Entre los aspectos relevantes, se identificó que se han conservado las áreas de cañada y áreas boscosas en pendientes fuertes, así como es notable ver algunas áreas de potrero que se han liberado para la regeneración natural y que se encuentran en rastrojo o bosques secundarios, elementos que fueron caracterizados por el IAvH en el año 2005 y donde es importante el uso de los bosques asociados a cañadas o quebradas, como elemento facilitador de la conexión de parches de bosques representativos y algunos fragmentos del mismo, a través de las herramientas que se definieron, hecho éste que indudablemente se convierte en una estrategia de conservación, no solo para la biodiversidad del lugar, sino para las fuentes hídricas que cruzan por el territorio y que aportan sus aguas al caudal del río Nima, para un uso sostenible del mismo por las comunidades asentadas en el lugar y en la misma ciudad de Palmira (Tabla 1).

El proceso denominado Planificación Predial Participativa, permite la concertación y negociación de la implementación de las herramientas de conservación (asociadas a la conservación y/o protección de la biodiversidad y recursos asociados) y complementarias (asociadas a la producción sostenible), la cual facilita definir áreas y planear acciones de conservación y productivas a corto, mediano y largo plazo que se ejecutaran en el predio por el propietario con el acompañamiento permanente del equipo del proyecto.

Finalmente, con las herramientas de manejo definidas y concertadas con los propietarios, se construyó la propuesta de implementación de las HMP por fases, basada en los criterios analizados, con una visión a escala de paisaje, y considerando los mayores beneficios e impactos que se pueden generar, tanto en el territorio como en las especies habitantes en los elementos de paisaje caracterizados, siempre con una visión sistémica de la Cuenca.

Para la implementación de las herramientas de manejo de paisaje se coordinó la producción del material vegetal necesario para la implementación de las HMP negociadas (Figura 7), con el vivero San Emigdio de la CVC. De igual forma se estableció un pequeño vivero temporal de especies nativas en el predio Miraflores del cual es propietario la Asociación de Usuarios del Río Nima, ASURNIMA, el cual se encuentra ubicado en el área de desarrollo del proyecto.

Tabla 1. Diseño de HMP a implementar en la cuenca media del río Nima para los sitios con oportunidad alta de conservación.

Tipo de HMP	Descripción de la HMP	Aporte a la Conservación
HMP de conservación		
<i>Cerramiento con cerca de aislamiento</i>	Encerramiento a través de cercado de las áreas de bosque natural y rastrojo, con postes de madera y alambre de púas para evitar el ingreso de ganado.	Permite la regeneración natural y facilitar la restauración asistida. Con esta HMP se protegen e incrementan los hábitats. Mejoramiento de la calidad de los parches para la fauna.
<i>Mini Corredores Biológicos</i>	Establecimiento de especies vegetales siguiendo el protocolo de restauración para promover la conectividad estructural entre elementos del paisaje.	Incremento de la conectividad entre parches de bosques. Restauración con especies nativas y amenazadas de la zona.
<i>Enriquecimiento de bosque natural y/o rastrojo</i>	Complementación o suplementación de los parches de bosque o cañadas con especies nativas o de valor de uso.	Mejoramiento de la calidad de los parches para la fauna. Recuperación de especies amenazadas.
HMP complementarias		
<i>Sistema Silvopastoril</i>	Sistema basado en la combinación de pastos con especies arbóreas, principalmente forrajeras y fijadoras de nitrógeno.	Aporte a la disminución de la presión sobre el bosque natural. Aporte a la conectividad por el establecimiento de árboles dispersos en potreros.
<i>Banco de proteínas</i>	Área de plantación con especies en alta densidad de siembra, cuyo objeto principal es producir forraje para la alimentación del ganado.	Liberación de áreas para establecimiento de HMP de conservación.
<i>Bosque dendroenergético</i>	Área de plantación forestal con especies de alto poder calorífico en altas densidades de siembra, para ser utilizadas para leña.	Disminución de la presión sobre los parches de bosque natural. Liberación de áreas para establecimiento de HMP de conservación.
<i>Cerca viva mixta multipropósito</i>	Sistema en combinación de árboles y arbustos en diferentes estratos ligados a una cerca de alambre, para establecer una cerca permanente que evite hacer reposición de postes. También enriquecimiento de cercos vivos existentes.	Aporte a la conectividad estructural entre parches de bosques o cañadas. Disminución de la presión en los parches de bosque natural. Enriquecimiento de cercas con especies nativas.



Figura 7. Producción de Material Vegetal en el Vivero San Emigdio.

IMPLEMENTACIÓN DE LAS HERRAMIENTAS

La implementación de herramientas de manejo del paisaje, en la cuenca media del río Nima, se propuso por fases, las cuales se diseñaron teniendo en cuenta las condiciones socioeconómicas y de tenencia de la tierra de los predios identificados con oportunidad de conservación y los elementos que tienen un alto valor de conservación, para ello se definieron dos fases. En Figura 8 se presentan las diferentes HMP que se establecieron en la ventana de paisaje rural definida para la cuenca del río Nima. En la Figura 9 se presenta un ejemplo para la fase 1.



Figura 8. HMP implementadas en la cuenca media del río Nima, por fases.

Como resultado del proceso pionero desarrollado en la Cuenca se logró en dos fases implementar 30 y 60 has respectivamente, con lo cual se conectaron y mejoraron aproximadamente 800 has de bosque que aún existían en el paisaje.

Así mismo, el proceso desarrollado logró ser el motor para la adopción de la metodología por otras organizaciones locales que hacen presencia en la Cuenca y que a su vez han venido liderando procesos enmarcados en la metodología propuesta y aplicada. En razón a ello, el municipio de Palmira, a través de la Secretaría de Agricultura, Medio Ambiente y Fomento en 2008, implementó 15 has de HMP para la consolidación y conectividad de 40 has, donde el núcleo de conservación es el predio Los Naranjos, comprado por el Comité ProNima en el año 2002, buscando garantizar el agua de las comunidades vecinas. En dicho proceso se plantaron aproximadamente 8.000 árboles de más de 20 especies nativas, algunas con algún grado de amenaza. Con esta experiencia, el municipio logró demostrar que la estrategia metodológica es viable tanto biológica, social y económicamente para ser desarrollada por organizaciones locales y que estas acciones sumadas a las desarrolladas anteriormente en el territorio, se complementan consolidando así un escenario sólido para la conservación de muchas especies claves para el sostenimiento del ecosistema y los servicios que éste ofrece. En el mismo sentido, con el apoyo de la CVC, organizaciones locales como la

Fundación Ambiente Colombia, también se encuentran desarrollando su trabajo enmarcados en el esquema metodológico en el sector de Calucé, El Olivo y Tenjo en el proyecto desarrollado con recursos del Fondo para la Acción Ambiental. Para ello, han establecido un vivero comunitario de propagación de especies nativas bajo protocolos de trabajos desarrollados por el esquema metodológico y han venido implementando herramientas en los diferentes predios que han intervenido.

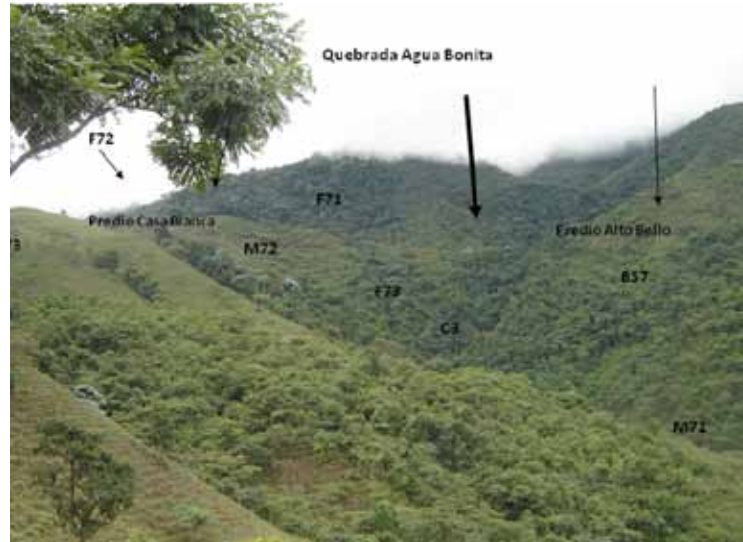


Figura 9. Panorámica fase 1, cuenca media del río Nima.

LITERATURA CITADA

Alcaldía de Palmira. 2001. Plan de Ordenamiento Territorial (POT) del Municipio de Palmira 2001.

CVC - Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca. 2003. Plan de Acción Trienal 2004 –2006.

IAvH - Instituto de Investigación en Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. 2005. Metodología para la caracterización social, económica, cultural e institucional para la identificación de oportunidades de conservación y uso sostenible en paisajes rurales andinos.

Lozano – Zambrano, H. (Ed.). 2009. Herramientas de manejo para la conservación de biodiversidad en paisajes rurales. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt y Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca (CAR). Bogotá D.C. Colombia. 238 p.

Pardo, M. P. y D. Ochoa. 2003. Informe anual proyecto Conservación y Uso de la Biodiversidad en los Andes Colombianos. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá Colombia. 72 p.



25. SINTESIS SIMPOSIO RESTAURACIÓN PARA PROMOVER LA CONECTIVIDAD ECOLÓGICA

Oscar Rojas Zamora

*Grupo de Restauración Ecológica, Universidad Nacional de Colombia - Sede Bogotá,
Carrera 30 #45-03 edificio 421, oficina 149, Bogotá-Colombia - oarojasz@unal.edu.co*

INTRODUCCIÓN

Los cambios de usos del suelo en las últimas décadas no son distintos a los cambios ocurridos en épocas pasadas, la diferencia se encuentra en la escala espacial y temporal a la que se producen estos cambios, siendo mayores en estas últimas décadas (Jongman 2002). Una de las consecuencias más notorias de los cambios de usos del suelo corresponde a la fragmentación del paisaje, entendiendo esta como la desintegración de los patrones geográficos existentes por la introducción de nuevos elementos o estructuras, de forma que los procesos y funciones del paisaje se ven interrumpidos (Gulinck & Wagendorp 2002). Concretamente la fragmentación puede resultar en la pérdida de hábitats, la reducción de sus tamaños y un creciente aislamiento de los mismos; aumentando la pérdida de especies a escala local y regional, y propiciando cambios en los ensamblajes de fauna y en los procesos ecológicos como las relaciones predador-presa, competencia y dispersión de propágulos (Bennett 2003). Adicionalmente la fragmentación del paisaje también dificulta la migración y dispersión de organismos hacia hábitats más apropiados, como respuesta al cambio climático (Kappelle *et al* 1999).

En ocasiones, luego de los procesos de fragmentación, las cubiertas naturales remanentes (o teselas) se encuentran representadas por áreas que pueden ser suficientes para garantizar la disponibilidad de hábitats para la vida silvestre, continuidad de los procesos y ciclos ecológicos y la oferta de servicios ambientales de calidad. Sin embargo, la pérdida de cubiertas naturales por encima de ciertas proporciones, además de disminuir la disponibilidad de hábitats, afecta a la conectividad entre las teselas residuales; estos cambios en la estructura del paisaje afectan a la flora y fauna, a los flujos de materia y energía y a la calidad del paisaje (Burel & Baudry 1995). Varios autores han definido categorías según el nivel de fragmentación, generalmente se define que los paisajes intactos y salpicados mantendrían como mínimo el 60% de su superficie en buen estado de conservación. Por debajo del umbral de percolación del 60% la conectividad del paisaje disminuiría a niveles críticos interrumpiéndose la capacidad de percolación del territorio (Pearson *et al.* 1996, With 1997).

La conectividad entre fragmentos, o teselas, es una propiedad que permite incrementar la percolación o movimiento de organismos entre las unidades del paisaje (Taylor *et al.* 1993, Tischendorf & Fahrig 2000). Adicionalmente, el grado de conectividad está asociado positivamente con la capacidad del sistema a responder a las influencias estocásticas del entorno y con la resiliencia a la perturbación (Sarmiento *et al.* 2000). Teniendo en cuenta esto, existe una relación entre las prácticas de restauración ecológica y la conectividad ecológicas, en donde la restauración ecológica puede ser usada como herramienta para incrementar la conectividad ecológica; recíprocamente, la medición de la conectividad paisajística permite evaluar el impacto de distintos escenarios de restauración (Van Apeldoorn *et al.* 1998, Baudry *et al.* 2003, Sutcliffe *et al.* 2003, Nikolakaki 2004).

La conectividad ecológica puede estar enmarcada dentro de diferentes contextos paisajísticos y de conservación, un ejemplo de esto son los sistemas de áreas protegidas, los cuales son estrategias de conservación que pueden asegurar, a largo plazo, el mantenimiento de la biodiversidad y de los procesos que la sustentan (Margules & Pressey 2000). Dentro de la planificación sistemática de áreas protegidas, la definición de metas de conservación contempla elementos cuantitativos como la conectividad, ya que es poco probable que el mantenimiento de la biodiversidad se consiga únicamente a través de áreas protegidas aisladas (Arias *et al.* 2008); más bien, la probabilidad de mantener la biodiversidad se maximiza en tanto se cuente con una red de hábitats intercomunicados que mantenga la conectividad de los procesos ecológicos y las poblaciones de especies (Noss 2003, Bennett & Mulongoy 2006).

Otra de las herramientas que promueven la conectividad de áreas o hábitats, y por ende la conservación, corresponde a los corredores biológicos (Bennett 2004, Bennett & Mulongoy 2006). La conectividad se relaciona con el acceso de las diferentes especies a todos los hábitats y recursos necesarios para completar sus ciclos de vida, así como con la capacidad de movimiento en caso de cambios abruptos en factores ecológicos (Primack *et al.* 1998, Kappelle *et al.* 1999, Bennett 2003). Los sistemas de información geográfica (SIG) y las metodologías de análisis multicriterio espacial se han convertido en las herramientas más reconocidas para su diseño (Hoctor *et al.* 2000).

Mantener y restaurar la conectividad ecológica como atributo clave en la funcionalidad de los ecosistemas debe, por lo tanto, ser una meta de las estrategias de conservación de la biodiversidad y mantenimiento de los bienes y servicios asociados (Arias *et al.* 2008). Por esta razón, dentro del marco del I Congreso Colombiano de Restauración Ecológica se desarrolló el simposio “La restauración para promover la conectividad ecológica” el cual contó con la participación de ponentes nacionales e internacionales y se constituye como una muestra más de las acciones e investigaciones que se adelantan en Latinoamérica sobre el tema.

TRABAJOS PRESENTADOS

El Simposio contó con la coordinación de Clara Ligia Solano y Luis Mario Cárdenas de la Fundación Natura, quienes no solo moderaron el orden de las presentaciones, sino también el enfoque de las discusiones que resultaban luego de cada intervención. Durante el simposio se contó con la presentación de dos carteles, que expusieron investigaciones realizadas en ecosistemas alto andinos colombianos, y ocho presentaciones orales que muestran la importancia del tema y las diferentes perspectivas desde las que puede ser abordado:

Aguilar-Garavito y Vanegas (2009) presentaron dentro de su cartel la importancia de la participación comunitaria en los procesos de restauración ecológica, desde la planeación, pasando por la selección de áreas a intervenir, hasta la ejecución de las acciones concretas que llevarán a una restauración de áreas de robleal. Dentro de la implementación llevada a cabo por la comunidad se combinaron diferentes técnicas, desde la siembra de plantas, el rescate y trasplante de individuos, la construcción de refugios artificiales para fauna, y la construcción de perchas artificiales que pueden favorecer la llegada de propágulos. Por otra parte, Triana-García (2009) realizó una síntesis de las bondades de los sistemas de información geográfica como herramienta fundamental para la evaluación, modelación y análisis de la información relacionada al estado de los ecosistemas y paisajes; haciendo énfasis sobre los ecosistemas de alta montaña.

La mayor parte de las presentaciones orales realizadas dentro del Simposio correspondieron a experiencias llevadas a cabo en ecosistemas andinos, con excepción de una presentación cuya investigación fue adelantada en territorio mexicano.

Acosta *et al.* (2009) llevaron a cabo una evaluación del estado de la cobertura boscosa de la cuenca alta del Río Guarín, en el departamento de Caldas, Colombia. Esta evaluación fue desarrollada principalmente mediante herramientas SIG combinadas con elementos bioestadísticos. Como principales resultados se tiene que para el 2006 el índice de vegetación remanente es del 38.75% indicando sostenibilidad media. La zona de vida más afectada corresponde al bosque muy húmedo montano bajo (bmh-MB) principalmente por las actividades agropecuarias.

También en el departamento de Caldas – Colombia, se adelantó la investigación presentada por Arroyave *et al.* (2009). Este trabajo se basa en la propuesta de estrategias para la restauración de la zona de ribera de la parte baja del Río La Miel. La propuesta de estrategias se basó en la caracterización del sistema ripario mediante el índice de calidad del bosque de ribera (QBR) y la descripción de la composición y estructura de la vegetación. A partir de la descripción de la vegetación y el índice de calidad del bosque de ribera, se determinó que el 86% de la zona se encuentra en grado de alteración media por lo que se propuso cinco estrategias para la restauración ecológica: 1- Establecimiento de franja protectora de orillas, 2- Asistencia a la regeneración natural, 3- Enriquecimiento de rastrojos, 4- Arreglos agrosilvopastoriles y 5- Conservación de bosques. Un aspecto a resaltar de la propuesta realizada es el hecho de que en las cinco estrategias presentadas los beneficios sociales y ambientales son valiosos, medibles y verificables; y en una de ellas (arreglos agrosilvopastoriles) los beneficios económicos pueden llegar a ser tales que compitan con actividades económicas tradicionales.

Córdoba-García *et al.* (2009) presentaron una experiencia desarrollada bajo un contexto urbano-rural que pone en evidencia la necesidad de incorporar elementos de la restauración ecológica para la planeación y ordenamiento del territorio. Este trabajo se desarrolló en la cuenca urbano-rural del Río Tunjuelo en la ciudad de Bogotá – Colombia, en donde se tienen ecosistemas de páramo y bosque alto andino en donde algunas áreas pertenecen al sistema de áreas protegidas nacional y regional. La propuesta adelantó un ejercicio piloto en la micro cuenca de la Quebrada Limas, en la localidad de Ciudad Bolívar, donde se llevaron a cabo procesos de participación y concertación comunitaria, se determinó el potencial de restauración y se implementaron módulos a lo largo de la micro cuenca.

Guerra *et al.* (2009) en su presentación dejan ver como las herramientas de manejo del paisaje (HMP), como son las cercas vivas en ambientes rurales, se constituyen como estrategias adecuadas para promover la conservación de los recursos y servicios ambientales. La investigación se realizó en el municipio de Palmira, del departamento del Valle del Cauca - Colombia, y logró la vinculación de la comunidad y de organizaciones tanto públicas como privadas. El proceso se desarrolló en dos fases en las que se implementaron 30 y 60 has respectivamente, con lo cual se conectaron y mejoraron aproximadamente 800 has de bosque

que aún existían en el paisaje. Adicional a esto, el proceso se convirtió en modelo metodológico que fue adoptado por otras organizaciones locales que hacen presencia en la Cuenca.

Vargas *et al.* (2009) evaluaron la capacidad de rebrote de especies arbóreas andinas, usadas en la construcción de cercas vivas como herramienta de manejo del paisaje. Este estudio se llevó a cabo en el municipio de Finlandia del departamento de Quindío – Colombia, en donde los resultados sugieren que las especies del género *Ficus* son las más recomendadas por sus tasas de establecimiento y baja mortalidad de los rebrotes. Investigaciones como estas demuestran cómo prácticas de manejo de fincas y caminos como son el establecimiento de cercas vivas, son fundamentales en el enriquecimiento de bosques secundarios con especies de alta productividad de recursos para la fauna y en la aceleración de procesos de sucesión en proyectos de restauración ecológica.

También en el departamento de Quindío, Nieto-Cárdenas *et al.* (2009) adelantaron su propuesta de disminución de la fragmentación de bosques en las áreas protegidas del municipio de Armenia mediante la creación de corredores biológicos. El proyecto tuvo como objetivo el establecimiento de 27 Has. de corredor, inclusión del tema en el ordenamiento territorial, e integrar a comunidades humanas en el proceso de restauración. El diseño y establecimiento del corredor fue un proceso participativo, de concertación, coordinación institucional, gestión social y administrativa, poniendo en evidencia una vez más la necesidad de adelantar procesos de restauración ecológica de manera participativa.

Con el fin de promover la conectividad dentro del Corredor de Robles en los departamentos de Santander y Boyacá – Colombia, Cárdenas y Solano (2009) promovieron el uso de herramientas del paisaje como cercas vivas, siembra de forrajes, bosques dendroenergéticos y acciones de restauración de bosques protectores de cursos de agua y nacimientos. Esta propuesta ha logrado trabajar de manera concertada con la comunidad quien ha visto la necesidad de mejorar sus prácticas agropecuarias e incluso a adelantado procesos organizativos informales que optimizan el manejo de maquinaria comunal.

Con el fin de implementar acciones viables de restauración ecológica en las riberas degradadas de la región de Marqués de Comillas – México, Meli *et al.* (2009) aplicaron un enfoque de integración de las escalas regional (paisaje) y local (parcela). Este enfoque multi-escala optimiza la utilización de recursos y enfoca los esfuerzos, además de favorecer la inclusión de la población local en el proceso de restauración. La experiencia pone en evidencia la importancia de la vegetación de ribera como elemento que promueve la conexión entre fragmentos remanentes de ecosistemas, por lo cual su restauración es fundamental para la conservación.

CONSIDERACIONES FINALES

A pesar de que la conectividad es un aspecto que es abordado principalmente desde la escala paisajística, se pone de manifiesto que puede ser abordado de manera regional y local, y que la inclusión de estas escalas garantiza el éxito de las estrategias ya que promueve la vinculación comunitaria.

Todas las presentaciones tienen como punto común la inclusión de la comunidad en los procesos, de tal manera que estos correspondan a concertaciones que dirijan los esfuerzos hacia objetivos comunes que no solo promuevan la restauración y conservación de ecosistemas y especies, sino que mantengan y mejoren la calidad productiva de las tierras que tienen esta vocación.

El trabajo conjunto entre actores locales, entidades gubernamentales y privadas es fundamental para garantizar una planificación armónica de los objetivos, acciones y alcances de la restauración ecológica, llevada a cabo con fines de conectividad ecológica, ya que estas corresponden a estrategias de conservación que trasciende a un aspecto multiescala y multiactoral.

El uso de herramientas tecnológicas y conceptuales como son los sistemas de información geográfica, la percepción remota y su análisis, son fundamentales para abordar el tema desde una visión que permita la planificación y organización del territorio incluyendo los aspectos bióticos, geomorfológicos, históricos, sociales y económicos.

LITERATURA CITADA

Acosta, H., Lara, C. y A. Cruz. 2009. Utilización de índice de vegetación remanente, índices de paisaje e indicadores de impacto humano aplicando sistemas de información geográfica y su relación con la restauración ecológica. I Congreso Colombiano de Restauración Ecológica, Presentación oral.

Aguilar-Garavito, M. y S. Vanegas. 2009. Implementación participativa de corredores biológicos en la Reserva Forestal El Robledal, Cundinamarca-Boyacá, Colombia. I Congreso Colombiano de Restauración Ecológica, Cartel.

- Arias, E., Chacón, O., Herrera, B., Induni, G., Acevedo, H., Coto, M. & J. R. Barborak. 2008. Las redes de conectividad como base para la planificación de la conservación de la biodiversidad: propuesta para Costa Rica. *Recursos Naturales y Ambiente*, 54, 37-43.
- Arroyave, M. D. P., Uribe, D. M. & M. I. Posada. 2009. Restauración ecológica de la zona de ribera del río La Miel, Caldas. I Congreso Colombiano de Restauración Ecológica, Presentación oral.
- Baudry, J., Burel, F., Aviron, S., Martin, M., Ouin, A., Pain, G. & C. Thenail 2003. Temporal variability of connectivity in agricultural landscapes: do farming activities help? *Landscape Ecology*, 18, 303-314.
- Bennett, A. F. 2004. Enlazando el paisaje: el papel de los corredores y la conectividad en la conservación de la vida silvestre. IUCN, San José, Costa Rica.
- Bennett, A. F. 2003. Linkages in the landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation. IUCN, Gland, CH.
- Bennett, G. & K. J. Mulongoy. 2006. Review of Experience with Ecological Networks, Corridors and Buffer Zones. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal, Technical Series No 23.
- Burel, F. & J. Baudry. 1995. Social, aesthetic and ecological aspects of hedgerows in rural landscapes as a framework for greenways. *Landscape and Urban Planning*, 33, 327-340.
- Cárdenas, L. M. y C. L. Solano. 2009. Promoción de la conectividad en el Corredor de Robles a través de herramientas de uso del paisaje en matrices ganaderas. I Congreso Colombiano de Restauración Ecológica, Presentación oral.
- Córdoba-García, C., Pinzón-Osorio, C. A., Ríos-Alzate, H. F., García, J., Castañeda, R., Ramírez, L., García, J., Delgado, A., Cortés, S. y A. Ramírez. 2009. La restauración ecológica como elemento ordenador en la cuenca urbano-rural del Río Tunjuelo, Bogotá D. C. Colombia. I Congreso Colombiano de Restauración Ecológica, Presentación oral.
- Guerra, G., Vargas, W., Cardona, C. A. & O. Mejía. (2009) Herramientas de manejo del paisaje en la cuenca media del río Nima (Palmira, Valle del Cauca) - un aporte a la conservación y la regulación de los servicios ambientales. I Congreso Colombiano de Restauración Ecológica, Presentación oral.
- Gulinck, H. & T. Wagendorp. 2002. References for fragmentation analysis of the rural matrix in cultural landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 58, 137-146.
- Hector, T. S., Carr, M. H. & P. D. Zwick. 2000. Identifying a Linked Reserve System Using a Regional Landscape Approach: the Florida Ecological Network. *Conservation Biology*, 14, 984-1000.
- Jongman, R. 2002. Homogenisation and fragmentation of the European landscape: ecological consequences and solutions. *Landscape and Urban Planning*, 58, 211-221.
- Kappelle, M., Van Vuuren, M. M. I. & P. Baas. 1999. Effects of climate change on biodiversity: a review and identification of key research issues. *Biodiversity and Conservation*, 8, 1383-1397.
- Margules, C. R. & R. L. Pressey. 2000. Systematic conservation planning. *Nature*, 405, 243-253.
- Meli, P., Carabias, J. & G. Hernández. 2009. Integración de escalas en la restauración ambiental de riberas en el sureste de México. I Congreso Colombiano de Restauración Ecológica, Presentación oral.
- Nieto-Cárdenas, O., Nieto-Restrepo, M., Giraldo-Duque, O., López-Guzmán, J., Muñoz-González, N., Vargas, W., Lozano, F. y H. Bonilla-Páez. 2009. Disminución de la fragmentación de los ecosistemas de bosques en el sistema de áreas protegidas del municipio de Armenia - Quindío, a través de Corredores de Conservación Urbanos. I Congreso Colombiano de Restauración Ecológica, Presentación oral.
- Nikolakaki, P. 2004. A GIS site-selection process for habitat creation: estimating connectivity of habitat patches. *Landscape and Urban Planning*, 68, 77-94.
- Noss, R. F. 2003. A Checklist for Wildlands Network Designs. *Conservation Biology*, 17, 1270-1275.

- Pearson, S. M., Turner, M. G., Gardner, R. H. & R. V., O'Neill. 1996. An organism-based perspective of habitat fragmentation. *Biodiversity in Managed Landscapes: Theory and Practice*. (eds R.C. Szaro & D.W. Johnson), pp. 77-95. Oxford University Press, Oxford.
- Primack, R., Rozzi, R., Feinsinger, P., Dirzo, R. y F. Massardo. 1998. *Fundamentos de conservación biológica: perspectivas latinoamericanas*. Fondo de Cultura Económica, Mexico D.F., MX.
- Sarmiento, F. O., Vera, F. y J. Juncosa. 2000. *Diccionario de ecología: paisajes, conservación y desarrollo sustentable*. Editorial Abya Yala, Quito.
- Sutcliffe, O. L., Bakkestuen, V., Fry, G. & O. E. Stabbetorp. 2003. Modelling the benefits of farmland restoration: methodology and application to butterfly movement. *Landscape and Urban Planning*, 63, 15-31.
- Taylor, P. D., Fahrig, L., Henein, K. & G. Merriam. 1993. Connectivity Is a Vital Element of Landscape Structure. *Landscape Ecology*, 6, 131-137.
- Tischendorf, L. & L. Fahrig. 2000. How should we measure landscape connectivity? *Landscape Ecology*, 15, 633-641.
- Triana-García, J. V. 2009. Los sistemas de información geográfica en la restauración del paisaje de la alta montaña. I Congreso Colombiano de Restauración Ecológica, Cartel.
- Van Apeldoorn, R., Knaapenb, J. P., Schippersb, P., Verboom, J., Van Engenb, H. & H. Meeuwsena. 1998. Applying ecological knowledge in landscape planning: a simulation model as a tool to evaluate scenarios for the badger in the Netherlands. *Landscape and Urban Planning*, 41, 57-69.
- Vargas, W., Lozano, F. y L. M. Renjifo. 2009. Evaluación de la capacidad de rebrote en once especies arbóreas andinas, su potencial en el establecimiento de cercas vivas y en la aceleración de procesos de sucesión y restauración. I Congreso Colombiano de Restauración Ecológica, Presentación oral.
- With, K. A. 1997. The Application of Neutral Landscape Models in Conservation Biology. *Conservation Biology*, 11, 1069-1080.



SIMPOSIO RESTAURACIÓN EN ECOSISTEMAS DE BAJA ALTITUD

26. RECUPERACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD CON PLANTACIONES EXPERIMENTALES DE ESPECIES NATIVAS EN SELVAS HÚMEDAS Y SECAS DE MÉXICO. TRES ESTUDIOS DE CASO

Valentina Carrasco-Carballido^{1*} y Cristina Martínez-Garza^{2*}

** Centro de Educación Ambiental e Investigación Sierra de Huautla
Universidad Autónoma del Estado de Morelos*

¹ carrasco@uaem.mx, ² cristina.martinez@uaem.mx

RESUMEN

Se analizan tres proyectos de restauración ecológica con modelos o estrategias de enriquecimiento con especies nativas en áreas agropecuarias en paisajes tropicales. Instalamos parcelas experimentales en áreas de exclusiones de ganado en la Selva Baja Caducifolia de Sierra de Huautla, Morelos y en la Selva Alta Perennifolia de Los Tuxtlas, Veracruz en México para evaluar la sobrevivencia y el crecimiento de árboles nativos. En Morelos sembramos 20 especies de árboles nativos y en diferentes microhábitats de una selva secundaria seca y obtuvimos que la sobrevivencia de plántulas después de un año de siembra fue similar bajo condiciones de sol (áreas abiertas) y de sombra (bajo árboles). En 12 hectáreas de pastizal en la colonia Ruiz Cortínez en Los Tuxtlas, sembramos 24 especies de árboles pioneros y sucesionales tardíos y encontramos que las plantas con mayor diámetro a la altura de la base sobreviven igual en suelos delgados y profundos (>18 cm de profundidad), mientras que las plántulas de menor diámetro sólo sobreviven en suelos profundos. En el ejido de Tebanca, Los Tuxtlas, trabajamos en parcelas circundantes a manantiales de importancia comunitaria (0.25 a 1 ha área de protección). En 31 transectos de 50 X 2 m, sembramos 53 especies leñosas con potencial de uso y de manera natural se establecieron 12 especies de las mismas que sembramos y 28 especies nuevas. La sobrevivencia promedio (60%) fue mayor en las especies sembradas y las previamente establecidas (viejas) que en las reclutadas durante el tiempo del muestreo (20%). La sobrevivencia de las plantas depende de la historia de vida de las especies y se relaciona con factores, como la disponibilidad de luz, profundidad del suelo, microhábitat y la talla de las plántulas en el momento del transplante. Dada la alta diversidad de especies de la selva tropical, es necesario usar tantas especies como sea posible en proyectos de restauración de la biodiversidad y evaluarlas en diferentes hábitats.

Palabras clave: Restauración Ecológica, Selva alta perennifolia, Selva baja caducifolia, biodiversidad.

INTRODUCCIÓN

La transformación de los ecosistemas, para la obtención de recursos con importancia económica, ha acelerado el proceso de deforestación y la pérdida de los servicios ambientales (CONABIO 1998). Como una estrategia para conservar la biodiversidad en México, se han decretado Reservas de la Biósfera. Estas áreas han sido seleccionadas por contar con una gran riqueza de flora y fauna, además de gran pluralidad cultural (CONANP 2005).

Dentro de las Reservas existen áreas degradadas debido a actividades humanas. Estas áreas pueden recuperar de manera natural su cobertura vegetal mediante procesos de sucesión o regeneración natural. Sin embargo, dependiendo de la intensidad, magnitud y duración de los disturbios los procesos de regeneración pueden estar detenidos (Parrotta 1993) y por consiguiente, es necesario emprender acciones de restauración ecológica.

En este trabajo se presentan resultados de tres plantaciones de especies nativas en áreas con uso agropecuario en selvas secas y húmedas de México, de la Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla (Morelos) y la de Los Tuxtlas (Veracruz) (Figura 1). Las Reservas cuentan con una zonificación de acuerdo a su nivel de conservación, en las zonas de amortiguamiento se permite un aprovechamiento de los recursos de bajo impacto con especies nativas (LGEEPA 2002). Dentro de las Reservas viven poblaciones humanas económicamente activas, dependientes de los recursos naturales y sus servicios ambientales (CONANP 2005). La importancia de usar plantaciones de especies nativas como un modelo de enriquecimiento en áreas agropecuarias reside en la posibilidad de acelerar un proceso que de manera natural podría tomar muchos años y en algunos casos ni siquiera se lograría

sin asistencia dirigida. Las experiencias exitosas de restauración permiten hacer una mejor selección de especies vegetales nativas para su inclusión en programas locales.

ANTECEDENTES

La causa principal de la pérdida de cobertura vegetal es la transformación de la selva en áreas agropecuarias (Brañes 2000 y CONABIO 1998). Con esto, además de la diversidad ecológica, se pierden los servicios ambientales, de los cuales dependemos para subsistir (Guevara 2003). Desde los años cincuentas y sesentas en México se llevó a cabo un reparto masivo del territorio, conocido como Reparto Agrario (CONABIO 1998 y Sánchez *et al.* 2005), por lo que la mayor parte del país quedó fraccionado en pequeños propietarios (propiedad ejidal). Las políticas públicas apoyaron la agricultura y la ganadería en donde había bosque, generando una deforestación masiva en el país, proceso conocido como “roza, tumba y quema” (CONABIO 1998). De manera local, las personas de las comunidades se movilizaron a zonas cuyas condiciones ambientales les eran desconocidas para trabajar. Como resultado, en la actualidad tenemos grandes extensiones que eran bosque, con potencial de uso forestal, taladas para un uso agropecuario que resultaron dar rendimientos muy bajos (CONABIO 1998 y Sánchez *et al.* 2005). Estas áreas se abandonaron, posteriormente, en diferentes grados de perturbación y hoy se busca recuperar su cobertura vegetal y funcionalidad.

En contraposición a la deforestación, se buscó el establecimiento de áreas naturales protegidas decretadas como Reserva de la Biosfera (Los Tuxtlas en 1998 y Sierra de Huautla en 1999). México, a diferencia de otros países, cuenta con poco territorio federal con parques, bosques, volcanes, pantanos y litorales. La mayor parte del país esta bajo algún régimen de propiedad (ejidal, comunal o privado), de tal manera que muchas de las reservas decretadas incluyen poblaciones (principalmente ejidales) económicamente activas (Dorado *et al.* 2005, CONANP 2005). En este contexto, para hacer restauración es indispensable saber quién es el dueño del terreno y el nivel de dependencia que tiene de los recursos naturales (Carabias *et al.* 1994). En el diseño de los proyectos debemos incluir a los dueños de los recursos, pues en la medida en que perciban un beneficio directo, se favorece la continuidad a largo plazo de los procesos de restauración.

En las áreas de estudio, lo pobladores tienen diversas actividades económicas, con una dependencia media de los recursos naturales. Los terrenos de la Ruíz Cortines (Los Tuxtlas), eran aprovechados por su único dueño para ganadería. En este caso se está pagando una renta y se permite el pastoreo entre las parcelas experimentales. En el proyecto de Tebanca (Los Tuxtlas) hay 80 ejidatarios involucrados, por lo que existe una diversidad en el grado de dependencia de los recursos. Algunos no realizaban ningún tipo de aprovechamiento, mientras que para otros significó la creación de un espacio para sembrar cultivos de temporal entre los árboles en los que han logrado obtener alrededor de 30 productos distintos durante el año. Las parcelas de Sierra de Huautla pertenecen a la comunidad y el ganado pastaba libremente en ellas.

Los disturbios causados por actividades humanas generan grandes áreas degradadas en las que los procesos naturales se ven afectados y la sucesión queda detenida en alguna etapa (Parrotta 1993). Dependiendo de los disturbios, los procesos de recolonización pueden verse alterados en distintos niveles. Muchos estudios han identificado las principales barreras para la regeneración natural en sitios perturbados debido a actividades humanas (Holl 1999, Finegan 1996). Entre ellos, la ausencia de propágulos y las condiciones adversas para el establecimiento de las especies del bosque, son las más importantes. Cuando un ecosistema ha perdido la capacidad de auto regenerarse debemos implementar proyectos de restauración ecológica que aceleren o comiencen los procesos naturales de sucesión.

Para iniciar un proceso de restauración se necesita identificar la causa de perturbación y determinar cuáles son las barreras a la regeneración natural. La forma más simple de acelerar la sucesión o hacer que comience, es eliminar la perturbación o al menos transformarla en actividades de menor impacto. Posteriormente, se podrá definir la forma adecuada para manipular el sistema y así restablecer o acelerar la recuperación del ecosistema (Vargas 2007 y Nepstad *et al.* 1990). Por lo tanto, el conocimiento del proceso de sucesión es nuestra herramienta básica para hacer restauración ecológica.

Conocer la dinámica de un sitio propuesto para la restauración, implica ubicar los sucesos que han llevado a este lugar a su condición actual, así como los elementos que van a dificultar una intervención para la restauración. Si un sitio degradado está lejos de una posible fuente de semillas, se limitará la dispersión y el establecimiento, por lo que no podrá ser recolonizado (Martínez-Garza & Howe 2003). Cuando nuestro sitio de trabajo no pueda ser recolonizado por falta de individuos donadores de propágulos, es necesario hacer una reintroducción de especies, lo que es llamado enriquecimiento (Vargas 2007). La reintroducción de especies en un sitio degradado se realiza a distintos niveles dependiendo de las condiciones del sitio, con la finalidad de acelerar los procesos de recolonización.

Los criterios de selección de especies para realizar un enriquecimiento pueden tener distintos enfoques. Desde el punto de vista social se tendrán que contemplar, la dependencia que los pobladores tienen del recurso (Merino 2002), el interés de recuperar la zona y qué finalidad se persigue después de la restauración. Si nos enfocamos en lo ecológico, el establecimiento de plantaciones con fines de enriquecimiento, puede ser una opción para generar una cobertura vegetal rápida en sitios a los que no están llegando propágulos o no se han logrado establecer. La evaluación de criterios de selección que nos permitan elegir especies con mayor sobrevivencia o con mayor capacidad para acelerar los procesos de recuperación, pueden ser herramientas cruciales en el diseño de los futuros proyectos. Por lo tanto un proyecto de restauración deberá conformarse por elementos ecológicos y sociales.

En este trabajo analizamos tres plantaciones de enriquecimiento. Dos de ellas en la Reserva de la Biosfera Los Tuxtlas (Ruíz Cortines y Tebanca) y una en la Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla (El Limón de Cuauchichinola). El tipo de propiedad en las localidades evaluadas es ejidal en Los Tuxtlas y en Sierra de Huautla es comunal. Estos terrenos han sido utilizados para el aprovechamiento agropecuario, recientemente con mayor énfasis en la ganadería. Contamos con una relación con los propietarios que nos ha permitido el establecimiento de plantaciones de especies nativas mediante el préstamo de los terrenos (Huautla y Tebanca) o renta a largo plazo (Ruíz Cortines).

Los enfoques de cada proyecto son distintos. Dos de los proyectos (Sierra de Huautla, trópico seco y Ruíz Cortines, trópico húmedo), tienen como objetivo establecer plantaciones experimentales, que nos permitan poner a prueba supuestos sobre la sucesión y evaluar su desempeño; estos proyectos están coordinados desde la Universidad Autónoma del Estado de Morelos. El tercer caso de estudio (Tebanca, trópico húmedo), presenta una experiencia comunitaria en donde los propietarios (ejidales) buscan la recuperación de la cobertura vegetal en el área circundante a manantiales de uso comunitario. Esta iniciativa se inició desde un vivero rural (Vivero de Tebanca A. C.) para su implementación y establecimiento de estrategias de monitoreo del desempeño de las plantas. Analizar estos trabajos permitirá mejorar el diseño de las estrategias para la restauración ecológica, aprovechando el conocimiento generado por proyectos de investigación implementados en nuestro país en donde se han enfrentado problemáticas locales.

ÁREA DE ESTUDIO

Los sitios de trabajo se cercaron con alambre de púas para excluir el ganado, pues se encuentran en zonas de pastoreo activo, para garantizar un buen desarrollo de las plantaciones. Se establecieron cercas vivas con especies con regeneración vegetal natural (*Bursera* sp., *Gliricidia* sp., *Erythrina* entre otras). En las parcelas de la Ruíz Cortines y Sierra de Huautla se realizan podas de los rebrotes de ramas para controlar la producción de flores ya que dentro de las plantaciones se está evaluando la lluvia de semillas. En las parcelas de Tebanca el manejo de las cercas vivas depende de los propietarios, en algunos casos se podan las ramas para alimento del ganado.

Las parcelas evaluadas en el trópico seco, se encuentran dentro de la Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla (REBIOSH). La REBIOSH se localiza en las coordenadas 18°20'10'', 18°34'20'' N y 98°51'20'', 98°08'15'' W. La Reserva tiene un rango altitudinal que va de los 700 a los 2.200 m.s.n.m. (Dorado *et al.* 2005) y un área de 59.031 hectáreas (CONANP 2005). En la REBIOSH, la tenencia de la tierra es de tipo ejidal principalmente. En El Limón hay 4.256 hectáreas de superficie total ejidal (Maldonado 1997).

La baja disponibilidad de humedad en la época seca provoca que la mayoría de las especies vegetales pierdan sus hojas por períodos de 5 a 7 meses (Dorado *et al.* 2005). El Bosque Tropical Caducifolio (BTC) presenta árboles con una altura promedio de 7-8 m pudiendo alcanzar hasta 15 m (Trejo & Dirzo 2000), con copas convexas o planas, ramificación a corta altura y en su mayoría, con hojas compuestas. Numerosas plantas de esta comunidad no poseen flores y hojas al mismo tiempo. La familia Fabaceae destaca en el BTC por su riqueza, abundancia e importancia y frecuente dominancia en los estratos arbóreos. El estrato herbáceo se aprecia en la época de lluvias (Rzedowski 2006). En la REBIOSH se ha registrado un total de 939 especies nativas de plantas vasculares incluidas en 478 géneros y 130 familias. En cuanto a número de especies sobresalen las familias Fabaceae, Poaceae, Asteraceae y Burseraceae (Dorado *et al.* 2005). Las especies más comunes en el BTC conservado son *Conzattia multiflora*, *Lysiloma acapulcense*, *L. divaricata* (Fabaceae) y varias especies de los géneros *Bursera* (Buseraceae) y *Ceiba* (Bombacaceae) (Dorado *et al.* 2005).

La comunidad de El Limón de Cuauchichinola cedió ocho parcelas de 50 X 50 m para que fueran excluidas del uso del ganado y se hicieran plantaciones experimentales de especies nativas en la mitad de las parcelas.

En la REBIOSH, el 63,8% de la superficie con vegetación presenta buen estado de conservación y el 21,2% tiene vegetación secundaria (Dorado *et al.* 2005) dominadas por arbustos y árboles de baja estatura (Rzedowski 2006). La selva baja es afecta-

da principalmente por perturbaciones relacionadas con su aprovechamiento forestal (61,5 %), agrícola (11,4 %) y ganadero (22,3%) (Dorado *et al.* 2005). La agricultura de temporal y subsistencia es la más común debido a la marcada estacionalidad. Son pocas las parcelas con agricultura de riego. Las actividades de mayor impacto en la Reserva son, la agricultura, la ganadería extensiva y la extracción selectiva de especies (Monroy 1997).

La ganadería extensiva de ganado bovino, caprino, ovino, caballar, mular y asnal es alimentado en corrales o potreros durante las secas (Maldonado 1997). Además del ganado que pertenece a la comunidad, 600 cabezas de ganado son introducidas al bosque secundario provenientes de comunidades vecinas (Maldonado 1997, Gerardo Pacheco *com. pers.*).

Los otros dos sitios de trabajo se encuentran en el trópico húmedo, en el estado de Veracruz (Figura 1), dentro de la Reserva de la Biosfera de Los Tuxtlas. La región de Los Tuxtlas se localiza en la Planicie Costera del Golfo de México, en el estado de Veracruz (18°05'18 y 18°45' N, 94°35' y 95°30' O). Esta zona tiene una extensión de 3.300 km² con altitudes que van de 200 hasta 1.700 m.s.n.m. Los Tuxtlas es una región de origen volcánico con suelos formados por rocas de basalto y andesita mezcladas con cenizas volcánicas, es una de las regiones más lluviosas de México con una precipitación de más de 4000 mm anuales. La estación húmeda de junio a febrero y otra seca de marzo a mayo. La temperatura media anual es de 25°C (González-Soriano *et al.* 1997).

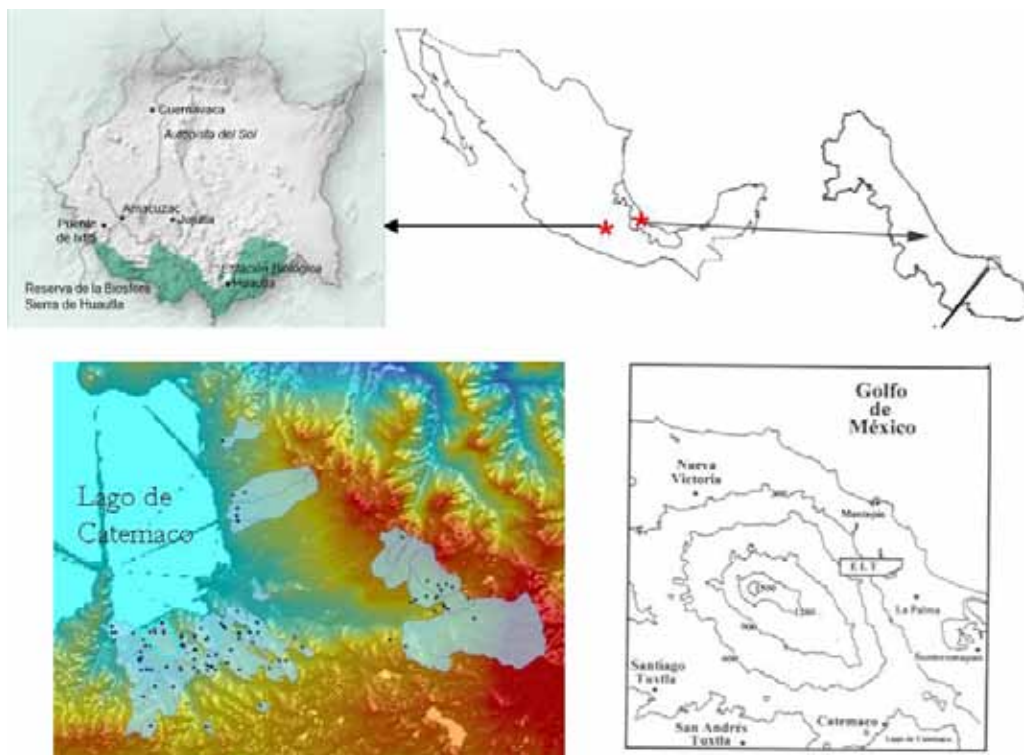


Figura 1. Mapa de México, los estados de Morelos y Veracruz y las zonas de estudio.

Uno de los estudios se realizó en la colonia ganadera Adolfo Ruiz Cortines, en un pastizal activo de 12 ha aledaño a la Estación Biológica Tropical de Los Tuxtlas. Este sitio tiene un gradiente altitudinal que va de 180 a 260 m.s.n.m. y ha sido utilizado para ganadería extensiva desde hace más de 30 años.

El terreno usado para este proyecto se desmontó en 1973 para ser convertido en pastizal ganadero. Después de la tala y de la quema se sembró maíz de temporal y entre los surcos de maíz se sembró el pasto, como práctica comunal para la formación de los pastizales en la región (De la Peña 2010). Los pastos introducidos más comunes son *Cynodon plectostachyus*, *C. dactylon*, *Digitaria decumbens*, y los pastos exóticos *Brachiaria brizantha*, *B. decumbens* y *Panicum* spp. También existen pastos nativos: pasto alfombra (*Axonopus compressus*) y zacate grama (*Paspalum conjugatum*) (De la Peña 2010).

Las plantaciones para el proyecto de “Restauración de Manantiales” se encuentran en cuatro ejidos Tebanca, Benito Juárez, Miguel Hidalgo y Las Margaritas, todos dentro del municipio de Catemaco. Las plantaciones se realizaron en 140 terrenos que

van de 0,25 a 1 ha de área protegida circundantes a los manantiales de mayor importancia de uso comunitario. Para la evaluación de las plantaciones se seleccionaron manantiales perennes en donde se trazaron 31 transectos de 50 X 2 m. La historia de uso de los terrenos es variada y tenemos un gradiente que va desde áreas totalmente desmontadas para la introducción de pastos para la ganadería, zonas con frutales (café, naranja), hasta sitios que conservan algunos de los árboles originales de la selva. En la mayoría de los casos se practica la ganadería extensiva, con siembra de pastos exóticos dentro de las pequeñas propiedades, delimitadas por cercas vivas de especies que son derramadas durante las secas para el consumo del ganado. En la zona el 100% del abastecimiento de agua depende de estos manantiales, ya que no existe red de agua potable.

MÉTODOS

En los tres proyectos se establecieron parcelas de enriquecimiento con especies nativas, delimitadas por cercas vivas para la exclusión del ganado. Se evaluó sobrevivencia y crecimiento.

En la Reserva Sierra de Huautla se plantaron 20 especies de árboles nativos en áreas abiertas y bajo árboles. El diseño consistió en ocho sitios de 50 X 50 m, que habían sido previamente utilizados para agricultura y ganadería. Todos los árboles preexistentes con un diámetro mayor a 5 cm DAP se marcaron para darles seguimiento. En estas parcelas se evaluó la sobrevivencia de las plantas en áreas abiertas (sol) y bajo árboles (sombra).

En Los Tuxtlas se establecieron dos sitios de estudio. El primero, localizado en la colonia Ruíz Cortines. Esta plantación consiste en 12 ha, dedicadas a la ganadería, se plantaron 24 especies de árboles pioneros y sucesionales tardíos. El diseño está conformado por 24 parcelas, de 100 a > 500 m de distancia de la selva, con una separación de 35 m del pastizal activo. Los cuadrantes son de 30 x 30 m, con corredores de 4 m al centro y de 1 m de separación al borde. En esta plantación se evaluó el diámetro a la altura de la base y la profundidad del suelo.

El último estudio de caso, es también en Los Tuxtlas, en el ejido de Tebanca, en donde establecimos transectos para la analizar la sobrevivencia de las plantas en una selección de parcelas. Estas plantaciones se hicieron con la finalidad de restablecer la cobertura vegetal en el área circundante a los manantiales de mayor importancia comunitaria. La dependencia que los pobladores tienen de los recursos naturales es muy alta, por lo que en algunas de las parcelas se realizan cultivos anuales entre los árboles. Las parcelas seleccionadas para la evaluación van de 0,25 a 1 ha de área protegida circundantes a los manantiales, se trazaron 31 transectos en total, de 50 X 2 m.

De los individuos encontrados se diferenciaron entre los previamente establecidos (viejos), los que se sembraron (sembrados) y los que llegaron durante el proyecto (nuevos). Estos árboles fueron etiquetados para evaluar sobrevivencia y altura.

RESULTADOS

SIERRA DE HUAUTLA, MORELOS

En Sierra de Huautla, en las plantaciones experimentales de 20 especies en áreas abiertas y bajo un dosel de selva secundaria, encontramos una sobrevivencia similar de plántulas no-pioneras bajo el dosel (43.3 ± 24.3 %) y en áreas abiertas (38.7 ± 24.6 %, $t_{(1,38)} = 0.59$, $P > 0.5$, Tabla 1).

LOS TUXTLAS, VERACRUZ, RUÍZ CORTINES

Las plántulas sembradas con mayor diámetro a la base sobrevivieron igual en suelos delgados y profundos (>18 cm de profundidad), mientras que las plántulas sembradas con diámetro menor sobrevivieron mejor en suelos profundos.

LOS TUXTLAS, VERACRUZ, TEBANCA

Dentro de los transectos de evaluación se encontraron 53 especies de leñosas. La sobrevivencia promedio de las plantas sembradas y viejas es similar (60% aprox.), mientras que la de las especies reclutadas durante el tiempo de muestreo es más baja (20%). El número de especies ya establecidas en las parcelas es equivalente al número de especies sembradas y al número de especies reclutadas.

Tabla 1. Número de individuos originalmente sembrados (N), tamaño inicial: altura (cm) y diámetro a la base (Diam, mm); Supervivencia (%) y tasas de crecimiento anual en altura (cm) y diámetro (Dia, mm) de 20 árboles nativos sembrados en plantaciones experimentales cerca de El Limón de Cuauichinola, Morelos, México en Agosto del 2006.

Especie ¹	Familia	N	Tamaño inicial		Sobr	Tasas de crecimiento	
			Altura (cm)	Diam (mm)		%	Alt (cm)
<i>Bursera aloexylon</i>	Burseraceae	25	69.24± 28	23.76± 5	100	25.99 ± 13	6.43 ± 4
<i>Bursera copallifera</i>	Burseraceae	93	9.17 ± 14	5.50 ± 3	37.36	13.13 ± 7	5.88 ± 2
<i>Bursera grandifolia</i>	Burseraceae	73	9.94 ± 12	4.83 ± 2	43.43	5.16 ± 4	1.45 ± 2
<i>Ceiba aesculifolia</i>	Bombacaceae	37	12.16 ± 6	5.03 ± 3	56.19	9.41 ± 5	1.45 ± 1
<i>Ceiba parvifolia</i>	Bombacaceae	61	19.55 ± 23	6.22 ± 7	31.59	6.72 ± 4	2.17 ± 2
<i>Conzattia multiflora</i>	Fabaceae	152	13.23 ± 5	5.88 ± 2	17.37	26.22 ± 36	3.55 ± 2
<i>Crescentia alata</i>	Bignoniaceae	143	46.45 ± 77	17.36 ± 7	12.77	7.14 ± 9	2.75 ± 7
<i>Enterolobium cyclocarpum</i>	Fabaceae	123	32.01 ± 19	7.61 ± 10	3.62		1.75 ± 1
<i>Erythrina americana</i>	Fabaceae	23	96.54 ± 41	24.47 ± 6	65	4.17 ± 4	1 ± 1
<i>Haematoxylon brasiletto</i>	Fabaceae	124	47.75 ± 22	9.23 ± 5	42.94	15.14 ± 21	8.19 ± 12
<i>Jacaratia mexicana</i>	Caricaceae	93	45.37 ± 26	19.14 ± 13	39.20	18.81 ± 15	10.67 ± 9
<i>Leucaena esculenta</i>	Fabaceae	19	78.37 ± 34	11.16 ± 5	75	58.38 ± 28	12.96 ± 11
<i>Leucaena leucocephala</i> <i>var glabrata</i>	Fabaceae	133	132.13 ± 44	9.48 ± 3	49.69	33.01 ± 35	5.98 ± 4
<i>Lysiloma divaricata</i>	Fabaceae	249	70.56 ± 45	6.96 ± 4	45.24	22.56 ± 22	4.44 ± 3
<i>Malpighia mexicana</i>	Malpighiaceae	8	14.06 ± 23	3.62 ± 3	26.67		
<i>Mastichodendron Camiri</i>	Sapotaceae	10	36.75 ± 11	10 ± 5	25		
<i>Pseudobombax ellipticum</i>	Bombacaceae	99	16.49 ± 15	15.30 ± 8	63.46	8.58 ± 7	9.24 ± 8
<i>Ruprechtia fusca</i>	Polygonaceae	155	9.63 ± 11	3.48 ± 2	36.28	8.64 ± 8	2.11 ± 1
<i>Swietenia humilis</i>	Meliaceae	101	25.42 ± 9	12.62 ± 4	29.68	9.92 ± 6	4.17 ± 2
<i>Vitex mollis</i>	Verbenaceae	64	8.86 ± 4	3 ± 1	20.37	6.53 ± 7	3.63 ± 3

¹ Dorado et al. 2005.

DISCUSIÓN

En estos tres trabajos se evaluó la posibilidad de usar las plantaciones de especies nativas como un modelo de enriquecimiento de áreas agropecuarias. Debido a que en México gran parte de las parcelas han tenido uso agropecuario, es importante que podamos generar estrategias de restauración que aceleren los procesos de sucesión en este tipo de áreas sobre todo si han sido abandonadas o existe el interés explícito por parte de las comunidades para que sean recuperadas en algún nivel. En muchos de estos sitios los procesos de regeneración natural están detenidos en alguna etapa. El panorama de la cobertura vegetal en nuestro país nos muestra que sólo el 15% de los fragmentos de remanentes de selvas húmedas son > a 20 km² y la mayoría de estos remanentes son de vegetación secundaria (CONABIO 1998).

Por lo tanto la distancia entre algunas áreas deforestadas y sitios conservados, fuentes potenciales de propágulos, es demasiado grande como para que las semillas puedan dispersarse y recolonizar. También existe evidencia sobre la baja diversidad de especies en la lluvia de semillas y su dificultad para establecerse. Un sitio sucesional temprano que recibe muchas semillas de pocas especies o que recibe muchas especies pero solo pocas reclutan individuos, tendrá baja diversidad por décadas (“desierto de pioneras”; Martínez-Garza & Howe 2003).

Cuando se plantean estrategias de enriquecimiento de especies en áreas degradadas, nos enfrentamos al problema de establecer los criterios de selección que nos permitan obtener las especies que realmente logren acelerar la recuperación de un sitio, qué especies introducir, cuántos individuos, en qué tallas, bajo qué circunstancias ambientales, sociales y económicas. Las dificultades a las que nos podemos enfrentar son muy variadas y ahí se concentra la importancia de publicar estudios de caso que aborden esta problemática. Los criterios de selección de especies pueden variar dependiendo del caso, pero dentro de los factores

más importantes está la posibilidad de que las especies que elijamos tengan la capacidad de establecerse sin importar el nivel de degradación de las parcelas y a su vez puedan acelerar los procesos de recuperación.

Las distintas estrategias de selección podrán ser herramientas para la inclusión de especies locales en los proyectos de restauración ecológica, por lo que los trabajos que resumen la información sobre especies nativas consideradas con potencial para la restauración son muy importantes. De este tipo de enfoque tenemos ejemplos como los trabajos de Maldonado 1997 y Vázquez-Yanes *et al.* 1999. Entre las experiencias de selección que se han analizado está el trabajo propuesto por Martínez-Garza & Howe (2005), en donde se evalúan las características foliares como herramienta para predecir su alto crecimiento y sobrevivencia en condiciones de sitios abiertos. También se puede buscar especies de importancia faunística, por ser fuente de alimento, ya que el arribo de la fauna puede acelerar los procesos de recuperación con la dispersión de semillas de nuevas especies, activando el proceso de sucesión (Vázquez-Yanes *et al.* 1999 y Martínez-Garza & Howe 2003) o el manejo y siembra de especies con potencial de uso por su importancia ecológica y social (Carrasco 2006). Otro ejemplo es el trabajo de Gordon *et al.* 2003 en donde se proponen especies con alta prioridad de conservación según los criterios de la Unión para la Conservación Mundial (UICN). Y finalmente una estrategia de menor intervención es proteger las áreas circundantes a árboles aislados, que han dejado para sombra del ganado, como atractores de dispersores (Guevara y Laborde 1993). La importancia de todos estos trabajos es generar información que ayude a la toma de decisiones sobre la selección de especies y que esté fundamentada en hechos probados y así evitar pretender hacer restauración ecológica por ensayo y error.

El análisis de estudios de caso que abordamos en este trabajo, ya sea de experimentación o aplicación a la restauración, busca favorecer un mejor diseño de proyectos locales. Para Sierra de Huautla se encontró que la sobrevivencia de las plantas no se vio afectada por la luz ni por la talla que tenían en el momento del trasplante, al menos en el tiempo de evaluación. Sin embargo, estos resultados son propios para este ecosistema. En Los Tuxtlas (Ruíz Cortines) si se encontró que la sobrevivencia estaba asociada al diámetro de las plantas en el momento del trasplante pero sólo en los suelos someros. En las parcelas de Tebanca se obtuvo una sobrevivencia de las plantas entre el 60% (viejas y sembradas) y el 20% (nuevas). Comparando estas sobrevivencias en campo con trabajos para *Pimenta dioica* en Los Tuxtlas se obtuvo 58% (Hernández 2008). Todas estas experiencias nos pueden ayudar a planificar mejor el manejo de las especies de acuerdo a su sobrevivencia ya probada en campo.

Los trabajos que aquí presentamos son proyectos diseñados desde una Universidad estatal, con la participación y consentimiento de los pobladores de la zona. Lo que implica, que son proyectos a los que se les puede dar seguimiento ya sea desde el punto de vista de la investigación o en la aplicación por parte de los usuarios. En la medida que involucremos a las comunidades en los procesos de diseño y evaluación de la restauración, se logrará la recuperación desde el punto de vista ecológico y se favorecerá el seguimiento a largo plazo.

CONCLUSIÓN

En Sierra de Huautla se encontró que:

- La luz no afectó la sobrevivencia.
- La talla de las plántulas en el momento del trasplante no afectó la sobrevivencia.

En Los Tuxtlas

- La sobrevivencia de las plantas depende de la historia de vida.
- La profundidad del suelo afectó la sobrevivencia de las plántulas.
- Debido a que la diversidad en nuestros sitios de trabajo es muy alta, consideramos que es importante usar la mayor diversidad de especies posible en proyectos de restauración de la biodiversidad y evaluarlas en diferentes hábitats.

En Sierra de Huautla

- Encontramos que la luz está relacionada con la humedad, siendo la disposición de agua el factor más limitante en estos ambientes.

En Los Tuxtlas los factores más limitantes fueron.

- Luz
- Profundidad del suelo

AGRADECIMIENTOS

A los pobladores de las comunidades y alumnos de la UAEM de Restauración ecológica y Ecología de Comunidades. En Sierra de Huautla al apoyo del CONACYT. En Los Tuxtlas, Ruíz Cortines al SNF. En Los Tuxtlas, Tebanca al Vivero de Tebanca A. C., al Gobierno del Estado de Veracruz y al Proyecto MIE-PNUD-GEE.

LITERATURA CITADA

- Brañes, R. 2000. *Manual de Derecho Ambiental Mexicano*. México: Fondo de Cultura Económica. pp
- Carabias J., Provencio, E. y C. Toledo. 1994. *Manejo de recursos naturales y pobreza rural*. UNAM y Fondo de Cultura Económica. México.
- Carrasco-Carballido. 2006. Análisis de la capacidad de germinación, establecimiento y propagación vegetativa de un grupo de especies de los Tuxtlas. Tesis de Maestría en Restauración Ecológica. UNAM. Pp. 142.
- CONABIO 1998. *La diversidad biológica de México: estudio de país*. CONABIO. México. Pp. 341.
- CONANP. 2005. *Comisión Nacional de áreas naturales protegidas*. Programas de manejo. [en línea]: México. 2005. Fecha de actualización: 18 enero 2010. [Fecha de consulta: enero 2010]. Disponible en: (http://www.conanp.gob.mx/que_hacemos/programa_manejo.php)
- De la Peña-Domene, M. 2010. Reclutamiento de plántulas en plantaciones jóvenes de especies arbóreas con diferente síndrome de dispersión. Tesis de Maestría, UNAM.
- Dorado, O., Maldonado, B., Arias, D. M., Sorani, V., Ramírez, R., Leyva, E. y D. Valenzuela. 2005. Programa de Conservación y Manejo Reserva de la Biosfera de Huautla. CONANP. Pp. 210.
- Finegan, B. 1996. Pattern and process in neotropical secondary rain forests: The first 100 years of succession. *Trends in Ecology & Evolution*, 11, 119-124.
- González-Soriano, E., Dirzo, R. y R. C., Vogt. 1997. Historia natural de Los Tuxtlas. Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F.
- Guevara S., A. E. 2003. *Pobreza y medio ambiente en México: Teoría y evaluación de una política pública*. (Ed.) Universidad Iberoamericana, Instituto Nacional de Ecología y Instituto Nacional de Administración Pública. México. Pp. 214.
- Guevara, S. & J., Laborde. 1993. Monitoring seed dispersal at isolated standing trees in tropical pastures: consequences for local species availability. *Vegetatio*, 107/108, 319-338.
- Hernández, L. A. 2008. Valoración biológica y económica de la especie *Pimenta dioica* (L.) Merr. Para la restauración de Los Tuxtlas (Veracruz, México). Tesis de Maestría. UNAM.
- Holl, K. D. 1999. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: Seed rain, seed germination, microclimate, and soil. *Biotropica*, 31, 229-242.
- LGEEPA. 2002. *Legislación de Ecología. Ley General del Equilibrio Ecológico y para el mejoramiento del Ambiente*. (Ed.) Sista. (en línea: http://www.conanp.gob.mx/pdf/leygra_equilibrio.pdf) Fecha de actualización: 10 nov 2009. Fecha de consulta: ene 2010.
- Maldonado, A. B. 1997. Aprovechamiento de los recursos florísticos de la Sierra de Huautla, Morelos, México. Tesis de Maestría. Fac. de Ciencias de la Universidad Autónoma de México.
- Martínez-Garza, C. & H. F. Howe 2003. Restoring tropical diversity: beating the time tax on species loss. *Journal of Applied Ecology*, 40, 423-429.
- Martínez-Garza C. & H. F., Howe 2005. Developmental strategy or immediate responses in leaf traits of tropical tree species? *International Journal of Plant Sciences*, 166, 41-48.

- Martínez-Garza C., Wolke T., Campo J. & H. F Howe. Mortality of seedlings in experimental restoration: effects of soil depth and initial size. Manuscrito.
- Merino, P. L. 2002. *Conservación o Deterioro. Políticas, Instituciones y Usos de los Bosques en México: Los impactos de las políticas públicas en las instituciones comunitarias y en las prácticas de uso de los recursos forestales en México*. Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias de la Universidad Nacional Autónoma de México.
- Monroy, C. 1997. La leña como recurso energético, implicaciones ecológicas y etnobotánicas. Tesis de maestría. Facultad de Ciencias. UNAM. 114 pp.
- Nepstad, D., Uhl, C. & A. E. Serrao. 1990. Surmounting barriers to forest regeneration in abandoned highly degraded pastures: a case study from Paragominas, Pará, Brazil. Pages 215-229 in Anderson, A. B. editors. *Alternatives to deforestation: steps toward sustainable use of the amazon rain forest*. Columbia University Press. New York
- Parrotta, J. A. 1993. Secondary forest regeneration on degraded tropical lands. The role of plantations as "faster ecosystems". En: H. Lieth y M. Lohmann (eds.) *Restoration of Tropical Forest Ecosystems*, 63-73. Kluwer Academic Publishers. Netherlands.
- Sánchez, O., E. Peters, R. Márquez-Huitzil, E. Vega, G. Portales, M. Valdez y Azuara D (editores). 2005. Temas sobre restauración ecológica. Secretaria de medio ambiente y recursos naturales, Instituto Nacional de Ecología, U. S. Fish and wildlife service y Unidos para la conservación A. C: México. Pp. 255
- Trejo, I. & R. Dirzo. 2000. Deforestation of seasonally dry tropical forest: a national and local analysis in Mexico. *Biol. Cons.* 94: 133-142.



27. ANÁLISIS DE LA DIVERSIDAD ARBÓREA EN ÁREAS RESTAURADAS POST-INCENDIO EN EL PARQUE ECOLÓGICO CHIPINQUE, MÉXICO

Eduardo Alanís-Rodríguez^{1,2}, Javier Jiménez-Pérez², Marisela Pando-Moreno², Oscar A. Aguirre-Calderón², Eduardo J. Treviño-Garza², Pamela A. Canizales-Velázquez¹

¹Departamento de Investigación y Manejo de Recursos Naturales del Parque Ecológico Chipinque
A. C. Ave. Ricardo Margáin Zozaya No. 440 Col. Valle del Campestre, C. P. 66261
Garza García Nuevo León, México. Tel. (81) 83 03 00 00. Ext. 124
ealanis@chipinque.org.mx

²Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León
Carr. Linares-Cd. Victoria Km 145. Apartado Postal 41. C. P. 67700 Linares, Nuevo León, México
jjimenez@fcf.uanl.mx

RESUMEN

La presente investigación evaluó la diversidad del componente arbóreo en áreas con y sin restauración ecológica, tras ser impactadas por un incendio forestal en el Parque Ecológico Chipinque (PECh), en el noreste de México. Para ello se estudiaron dos exposiciones (noreste y noroeste) de la Sierra Madre Oriental, en cada exposición se evaluaron 2 áreas, una sin prácticas de restauración ecológica (testigo) y otra donde se llevaron a cabo dichas prácticas y, en cada una de ellas se delimitaron cuatro sitios de muestreo (16 sitios en total). Los sitios fueron de 10 m x 10 m en un ecosistema mixto pino-encino, con un rango de altura de 1.000 a 1.150 msnm. Se evaluaron todas las especies arbóreas con un diámetro $\geq 1,5$ cm y se registraron los parámetros dasométricos de altura (h) y diámetro ($d_{0,10}$). Se estimó la diversidad α mediante los índices de Shannon (H') y Margalef (D_a) y se realizó un análisis de Bray-Curtis para determinar la diversidad β de acuerdo a la similitud-disimilitud. Para evaluar la distribución vertical de las especies se estimó el índice de Pretzsch. La familia Fagaceae fue el grupo predominante en las dos áreas. De acuerdo a los análisis de diversidad realizados las áreas restauradas presentaron una disminución en la riqueza y diversidad. La especie con mayor peso ecológico en ambas exposiciones y áreas fue *Quercus rysophylla*; mientras que *Pinus pseudostrobus* fue la segunda especie de mayor peso ecológico en las áreas restauradas, debido a las acciones de revegetación.

Palabras clave: distribución vertical, ecosistema mixto, exposición

ABSTRACT

This research assessed the diversity of the arboreal component of areas, with and without ecological restoration, after being impacted by a wildfire in the Ecological Park Chipinque (PECh), in Northeastern Mexico. Two areas were analyzed, one facing Northeast and the other Northwest in the Sierra Madre Oriental, in each facing were assessed two areas, one of them where there were not practices of ecological restoration (control) and other one in which these practices were carried out. Within each area, four sites were selected. Plots were 10 m x 10 m, in a mixed ecosystem pine-oak, ranging in height from 1000 to 1150 m above sea level; all trees with a diameter equal to $d_{0,10} \geq 1,5$ cm were assessed, and were obtained parameters of height (h) and diameter ($d_{0,10}$). The diversity α was estimated using the Shannon index (H') and Margalef (D_a) and an analysis of Bray-Curtis was used to determine the diversity β according to the similarity-dissimilarity between the ecosystems of both exposures. To evaluate the vertical distribution of species Pretzsch index was estimated, and species were distributed in different zones of altitude. The family Fagaceae was the predominant group in both areas. According to the analysis of diversity, sampled areas showed a decrease on richness and diversity. The species with the highest ecological weight in both aspects (NE and NO) and in both treatments (with and without restoration) was *Quercus rysophylla*; while *Pinus pseudostrobus* was the second specie in the restored areas due to the re-vegetation practices.

Key words: vertical distribution, mixed ecosystem, exposure.

INTRODUCCIÓN

México es un país de megadiversidad, posición que comparte con países como Brasil, Perú, Colombia, Indonesia y Madagascar, entre otros. En conjunto, los 17 países megadiversos albergan cerca del 75% de las especies de plantas y animales del

mundo. En los casi dos millones de kilómetros cuadrados que abarca el territorio mexicano (1,5% de la superficie emergida del planeta) se encuentra alrededor del 10% de la diversidad biológica del mundo, destacando por su riqueza de especies los grupos de vertebrados, las plantas vasculares y algunos otros grupos taxonómicos (Mittermeier *et al.* 1997).

En México la causa principal de pérdida de vegetación natural son los incendios forestales (SEMARNAT 2006) lo cual se atribuye a las modificaciones del ecosistema, cambiando la estructura y composición del componente vegetal (González *et al.* 2007). Estas conflagraciones, aunque constituyen un elemento importante en la dinámica natural de otros ecosistemas, pueden afectar a otras cubiertas vegetales en las cuales su presencia no ocurre de forma natural o es poco frecuente (González *et al.* 2008).

En las últimas décadas la frecuencia de los incendios forestales en los ecosistemas de bosques templados ha aumentado considerablemente (CONAFOR 2009) y el Parque Ecológico Chipinque no es la excepción (González *et al.* 2008). Al aumentar la frecuencia de los incendios forestales en bosques que evolucionaron bajo condiciones de baja incidencia de fuego, se pueden producir cambios marcados en la composición de especies, la diversidad y estructura de dichos bosques (González *et al.* 2008, Alanís *et al.* 2008). Existen múltiples factores de disturbio como orígenes distintos y efectos diferentes pero, además de su propia naturaleza, la intensidad, la extensión y la recurrencia de estos disturbios determinan si son trascendentales o no (Sánchez *et al.* 2005). Por lo anterior es necesario la aplicación de acciones que coadyuven a la recuperación de los ecosistemas degradados. La Asociación para la Restauración Ecológica (SER) define la restauración ecológica como la actividad intencional que inicia o acelera la recuperación de un ecosistema con respecto a su salud, integridad y sostenibilidad. El objetivo de este proceso es emular la estructura, el funcionamiento, la diversidad, y la dinámica de los ecosistemas (SER 2002).

Existe abundante literatura que evalúa la recuperación de ecosistemas restaurados después de ser impactados por incendios forestales, como los estudios de Van Leeuwen (2008), Danilin (2009). A nivel nacional existen escasos estudios que evalúen los ecosistemas impactados por incendios forestales, los cuales se enfocan únicamente en evaluar la especie que se utilizó para la revegetación, sin tomar en consideración la composición vegetal del área (Jiménez *et al.* 2005, Marroquín *et al.* 2006, Marroquín *et al.* 2007, Mata 2008, Alanís *et al.* 2008). Por lo tanto, es importante desarrollar investigaciones orientadas a la generación de información sobre la comunidad vegetal, para contar con elementos para la correcta toma de decisiones en futuros proyectos de restauración ecológica.

Los objetivos de la presente investigación fueron: (1) estimar la riqueza de especies vegetales ($\geq 1,5$ cm) establecidas post-incendio en dos áreas, una donde se aplicó un programa de restauración ecológica y otra donde no se aplicó dicho programa, (2) evaluar los indicadores ecológicos de abundancia (A), dominancia (D), frecuencia (F), e índice de valor de importancia (IVI), (3) cuantificar la diversidad α y β , y (4) comparar las densidades (N/ha) y coberturas (m²/ha) del elemento arbóreo.

MATERIALES Y MÉTODOS

El Parque Ecológico Chipinque (Figura 1) forma parte del Área Natural Protegida (ANP) Parque Nacional Cumbres de Monterrey (PNCM), y posee una extensión territorial de 1.815 ha, localizadas en los municipios de San Pedro Garza García y Monterrey, en el noreste de México, dentro de la Sierra Madre Oriental (SMO). Presenta altitudes que varían de los 750 a los 2.200 msnm situándose entre las coordenadas geográficas 100°18' y 100°24' de longitud oeste y los 25°33' y 25°35' de latitud norte. Se encuentra dentro de la Región hidrológica 24 denominada Río Bravo; pertenece al sistema de topomorfias Sierra Pliegue Flexionada donde los suelos dominantes son litosol y rendzina. La precipitación varía de 300 a 600 mm anuales y el clima es semiseco, con lluvias marcadas en verano con una temperatura media anual de 21,3 °C (INEGI 1986). La vegetación del área de estudio está constituida por bosque mixto conformado por especies de *Pinus* y *Quercus*, entre las que destacan *Pinus pseudostrobus*, *P. teocote* y del género *Quercus*: *Q. rysophylla*, *Q. laeta*, *Q. polymorpha*, *Q. laceyi* y *Q. canbyi* (Alanís 1996, Jiménez *et al.* 2001, Alanís *et al.* 2008).

En el año 2008 se evaluaron dos zonas impactadas por un incendio forestal ocurrido en abril de 1998. Debido a que la SMO está constituida por pliegues en la exposición norte se evaluaron las exposiciones noreste (NE) y noroeste (NO) para tener mayor representatividad de la recuperación de la vegetación. El incendio fue superficial y de copa, y duró seis días impactando significativamente los elementos vegetales. Como estrategia evolutiva el *Pinus pseudostrobus* tiende a resistir los incendios (Rodríguez y Fulé 2003), pero debido a la intensidad y duración del incendio no hubo sobrevivencia de esta especie en el área. En cambio las especies del género *Quercus* tienen como estrategia evolutiva la capacidad de rebrotar (Zavala 2000); García (2000) desarrolló un estudio en el área afectada por el incendio de 1998 donde cuantificó que *Q. rysophylla* presentó 9,2±7,12 rebrotes y *Q. canbyi* 8,2±4,54 rebrotes a un año de ser impactados por el incendio.



Figura 1. Localización del Parque Ecológico Chipinque.

La evaluación se realizó en comunidades vegetales que se encuentran en recuperación después del incendio forestal de 1998, en cada exposición (NE y NO) se evaluaron áreas con y sin tratamientos de restauración ecológica. Las áreas evaluadas presentaban la misma composición vegetal previa al incendio y presentan condiciones altitudinales (de 1.100 a 1.250 msnm) y edáficas (suelo litosol) similares. Las áreas sin restauración ecológica son comunidades vegetales donde se llevó a cabo la sucesión natural sin intervención antropogénica y en las restauradas se implementó un programa de restauración ecológica donde se realizaron prácticas silvícolas para favorecer la sucesión natural, colocando material arbóreo incendiado de forma perpendicular a la pendiente (barreras naturales), el cual sirvió de forma natural para la acumulación de suelo de arrastre (Whisenant 2005), reforestación con *Pinus pseudostrubus* en septiembre (época de mayor precipitación) con una densidad de 2.000 ind./ha, y se podaron los rebrotes de encino durante el periodo 1998 a 2003, dejando únicamente aquellos que presentaban las mejores características fenotípicas. Además se realizó aclareo de especies herbáceas y arbóreas contiguas a *P. pseudostrubus* durante el mismo periodo. Lo anterior con el objetivo de disminuir la cobertura foliar de especies herbáceas y arbóreas como *Quercus* sp. y con ello favorecer el crecimiento de *P. pseudostrubus* ya que es una especie con altos requerimientos lumínicos (Alanís *et al.* 2008).

Debido a la alta densidad de individuos en cada área (restaurada y no restaurada) se establecieron cuatro cuadrados de 10 m x 10 m (Corral *et al.* 2005, Alanís *et al.* 2008), para un total de 16 sitios. Para que las variables topográficas, edáficas y altitudinales fueran homogéneas en los sitios de muestreo, la distribución fue dirigida, teniendo una distancia aproximada de 20 m entre ellos. Posteriormente se elaboró una curva especie-área (Mostacedo y Fredericksen 2000) para cada área con la finalidad de estimar el número mínimo de sitios necesarios para obtener información representativa de la diversidad de especies. En las dos áreas se obtuvieron los parámetros dasométricos de altura total (*h*) y diámetro (*d*_{0,10}) de especies del estrato arbóreo con un diámetro de 1,5 cm para tener mayor representación. El diámetro se midió a 0,10 metros sobre la base del suelo debido a las bifurcaciones que presentaron los individuos.

ANÁLISIS ESTADÍSTICOS

Para evaluar el significado de las especies se utilizó la estimación de los siguientes indicadores ecológicos: abundancia (*A*), dominancia (*D*), frecuencia (*F*) e índice de valor de importancia (*IVI*) como medida de valoración (Curtis y McIntosh 1951, Magurran 2004, Petit 2008). La diversidad de las áreas se estimó mediante el índice de Shannon y Wiener (Shannon 1948) y el índice de Margalef (Clifford y Stephenson 1975). Las relaciones entre las exposiciones y la composición florística de las áreas se exploraron mediante un análisis de ordenación Bray-Curtis (1957). Los resultados se representan en un dendrograma, determinando con ello la similitud-disimilitud entre las áreas de muestreo. El análisis se realizó utilizando el paquete computacional *BioDiversity Professional Version 2*.

Para la caracterización de la estructura vertical de las especies se utilizó el índice de distribución vertical de especies (*A*) (Pretzsch 1996, Del Río *et al.* 2003).

$$A = - \sum_{i=1}^S \sum_{j=1}^Z p_{ij} * \ln(p_{ij}) \quad [1]$$

Donde S = número de especies presentes; Z = número de estratos de altura; p_{ij} = porcentaje de especies en cada zona, y se estima mediante la siguiente ecuación $p_{ij} = n_{ij} / N$; donde n_{ij} = número de individuos de la misma especie (i) en la zona (j) y N = número total de individuos. Para la estimación de la distribución vertical de las especies, se definieron tres zonas de altura (Pretzsch 1996, Jiménez *et al.* 2001), siendo éstas: zona I: 80%-100% de la altura máxima del área; zona II: 50%-80%, y zona III: de 0 a 50%. A toma valores entre 0 y un valor máximo ($A_{max} = \ln(S*Z)$). Un valor $A=0$ significa que el rodal está constituido por una sola especie que ocurre en un sólo estrato. A_{max} se alcanza cuando la totalidad de las especies ocurren en la misma proporción tanto en el rodal como en los diferentes estratos (Corral *et al.* 2005).

RESULTADOS

En las cuatro áreas evaluadas se registraron un total de 12 familias, 12 géneros y 17 especies, la familia Fagaceae fue el grupo con mayor presencia con cinco especies, seguida de la Rosaceae con dos especies. La alta presencia de especies de la familia Fagaceae es debida a que se caracterizan por su estrategia adaptativa de rebrotar, que se estimula ante los efectos del aumento de la temperatura del suelo causada por los incendios forestales (Zavala 2000, Alanís *et al.* 2008). Las áreas no restauradas presentaron mayor riqueza específica; en la exposición NO, el área no restaurada presentó una riqueza específica (S) de 9 especies y la restaurada de 6, teniendo en común 5 especies. Mientras en la exposición NE el área no restaurada presentó una riqueza específica de 11 especies y la restaurada de 8, teniendo en común 5 especies.

En la exposición NE, el área restaurada presentó mayor densidad (6.060 N/ha) y área basal (31,01 m²/ha) que la no restaurada, presentando una densidad de 1.580 individuos de *Pinus pseudostrobus*. El área no restaurada presentó una densidad de 3.700 N/ha y un área basal de 21,47m²/ha, donde el género *Quercus* domina con 3.340 N/ha y 20,89 m²/ha. En esta área no se registró *Pinus pseudostrobus* (Tabla 1). El área restaurada presentó mayor densidad y área basal debido que las prácticas de retención de suelo y aclareo implementadas en el área cumplieron su función y existen mejores condiciones para el establecimiento de la vegetación.

Tabla 1. Densidad y área basal de las comunidades evaluadas.

Especies	Noroeste				Noreste			
	No restaurado		Restaurado		No restaurado		Restaurado	
	N/ha	G(m ² /ha)	N/ha	G(m ² /ha)	N/ha	G(m ² /ha)	N/ha	G(m ² /ha)
<i>Arbutus xalapensis</i>	20	0,02	40	0,06				
<i>Ceanothus coeruleus</i>	260	0,23	600	0,61				
<i>Celtis laevigata</i>					75	0,03		
<i>Carya illinoensis</i>							75	0,08
<i>Cersis canadensis</i>					75	0,25	100	0,03
<i>Chiococca pachyphylla</i>	40	0,01			25	0,04		
<i>Juglans mollis</i>	20	0,07			325	0,80		
<i>Litsea novoleontis</i>							75	0,06
<i>Pinus pseudostrobus</i>			1580	3,78	50	0,01	700	0,26
<i>Prunus mexicana</i>					100	0,60		
<i>Prunus serotina</i>	20	0,20			225	0,54		
<i>Quercus canbyi</i>	780	5,60	1100	5,96	150	0,50	125	0,35
<i>Quercus laeta</i>	800	4,65	360	2,20				
<i>Quercus laceyi</i>	280	0,64			1000	2,54	250	1,13
<i>Quercus polymorpha</i>							25	0,009
<i>Quercus rysophylla</i>	1480	10,00	2380	18,37	3250	17,78	2100	18,36
<i>Rubus trivialis</i>					25	0,00		
Suma	3700	21,47	6060	31,01	5300	23,10	3450	20,28

En la exposición NO el área no restaurada presentó una densidad de 5.300 N/ha y un área basal de 23,10 m²/ha, presentando una densidad de 50 N/ha individuos de *Pinus pseudostrobus*. El área restaurada presentó una densidad de 3.450 N/ha y un área basal de 20,28 m²/ha con 700 individuos de *P. pseudostrobus* (Tabla 1). Las áreas evaluadas en la exposición NE presentaron similitud en el área basal pero no mostraron similitud en la densidad arbórea, debido que el área no restaurada presentó altas

densidades de diversas especies de *Quercus*, así como de otras especies de carácter primario, mientras que el área restaurada debido a las prácticas de aclareo presentó menores densidades tanto de *Quercus* sp. como de especies de las primeras etapas sucesionales.

La alta presencia de *P. pseudostrubus* en las áreas restauradas se debe al éxito de las acciones de reforestación que se desarrollaron en el área, ya que reforestaciones similares en la SMO han tenido escasa sobrevivencia (<30%) al segundo año de plantación debido a múltiples factores (Jiménez *et al.* 2005, Marroquín *et al.* 2006, Mata 2008). Es evidente que las acciones de reforestación incrementaron la densidad del *P. pseudostrubus*, dado que las áreas sin intervención presentaron densidades de 0 y 50 N/ha, mientras que las áreas restauradas presentaron 700 y 1.580 N/ha, lo que podría considerarse favorecedor en la aceleración de la sucesión natural (Prach y Hobbs 2008), ya que los ecosistemas maduros en la zona poseen una densidad natural de 183 N/ha (Jiménez *et al.* 2001, González *et al.* 2008). *Quercus rysophylla* presentó la mayor densidad por hectárea en las cuatro áreas evaluadas, siendo el área no restaurada de la exposición NO donde mostró la densidad más baja con 1.480 N/ha (Tabla 1).

Para determinar la composición de especies en las áreas evaluadas se utilizaron como medida de valoración la abundancia (N/ha), dominancia (m²/ha), frecuencia (N_s) e índice de valor de importancia (IVI) (Tabla 2). En la exposición NO área no restaurada las especies con mayor peso ecológico fueron *Quercus rysophylla* (IVI=101,98%), *Q. canbyi* (IVI=66,43%) y *Q. laceyi* (IVI=62,55%), mientras en la restaurada fueron *Q. rysophylla* (IVI=117,05%), *P. pseudostrubus* (IVI=56,80%) y *Q. canbyi* (IVI=55,92%). La exposición NE área no restaurada presentó a *Q. rysophylla* (IVI=154,97%), *Q. laceyi* (IVI=46,51%) y *Prunus serotina* (IVI=19,09%) como las especies más representativas y el área restaurada a *Quercus rysophylla* (IVI=171,68%), *P. pseudostrubus* (IVI=43,33%) y *Q. laceyi* (IVI=28,59%).

Tabla 2. Indicadores ecológicos de las áreas evaluadas.

Especies	Noroeste								Noreste							
	No restaurado				Restaurado				No restaurado				Restaurado			
	A _r	D _r	F _r	IVI	A _r	D _r	F _r	IVI	A _r	D _r	F _r	IVI	A _r	D _r	F _r	IVI
<i>Arbutus xalapensis</i>	0,54	0,11	3,85	4,49	0,66	0,21	7,41	8,27								
<i>Ceanothus coeruleus</i>	7,03	1,10	11,54	19,67	9,90	1,98	18,52	30,40								
<i>Celtis laevigata</i>									1,42	0,33	8,33	10,08				
<i>Carya illinoensis</i>													2,17	0,43	10,53	13,13
<i>Cersis canadensis</i>									1,42	1,06	8,33	10,81	2,90	0,16	10,53	13,58
<i>Chiococca pachyphylla</i>	1,08	0,05	7,69	8,82					0,47	0,01	4,17	4,65				
<i>Juglans mollis</i>	0,54	0,36	3,85	4,75					6,13	3,47	8,33	17,94				
<i>Litsea novoleontis</i>													2,17	0,33	10,53	13,03
<i>Pinus pseudostrubus</i>					26,07	12,21	18,52	56,80	0,94	0,05	4,17	5,16	20,29	1,99	21,05	43,33
<i>Prunus mexicana</i>									1,89	2,62	8,33	12,84				
<i>Prunus serotina</i>	0,54	0,96	3,85	5,35					4,25	2,35	12,50	19,09				
<i>Quercus canbyi</i>	21,08	26,12	19,23	66,43	18,15	19,25	18,52	55,92	2,83	2,15	8,33	13,31	3,62	1,74	5,26	10,63
<i>Quercus laeta</i>	7,57	3,02	15,38	25,97	5,94	7,09	18,52	31,55								
<i>Quercus laceyi</i>	21,62	21,70	19,23	62,55					18,87	10,98	16,67	46,51	7,25	5,55	15,79	28,59
<i>Quercus polymorpha</i>													0,72	0,04	5,26	6,03
<i>Quercus rysophylla</i>	40,00	46,59	15,38	101,98	39,27	59,26	18,52	117,05	61,32	76,98	16,67	154,97	60,87	89,76	21,05	171,68
<i>Rubus trivialis</i>									0,47	0,00	4,17	4,64				
Suma	100	100	100	300	100	100	100	300	100	100	100	300	100	100	100	300

A_r=abundancia relativa, D_r=dominancia relativa, F_r=frecuencia relativa, IVI=índice de valor de importancia.

La especie con mayor peso ecológico en ambas exposiciones y áreas (con y sin tratamiento de restauración) fue *Quercus rysophylla*; ya que es la especie de *Quercus* más abundante en los bosques maduros (Jiménez *et al.* 2001) y cuando estas comunidades se incendian esta especie tiende a rebrotar (García 2000). El *Pinus pseudostrubus* fue la segunda especie de mayor peso ecológico en las áreas restauradas, debido a las acciones de revegetación.

DIVERSIDAD α

Las áreas de mayor diversidad fueron las no restauradas, siendo la de mayor diversidad la exposición NO ($H' = 1,52$) de igual manera la riqueza de especies fue mayor en las áreas no restauradas, siendo la exposición NE de mayor riqueza ($D_a = 1,86$) y heterogeneidad en las abundancias de las especies (Tabla 3). Con esta información se puede aludir que existe una disminución en la riqueza y diversidad en las áreas con tratamiento de restauración ecológica. Probablemente la disminución de la riqueza y diversidad de las áreas restauradas es debida a la poda de los rebrotes del género *Quercus* para dejar aquellos con las mejores características fenotípicas, por lo tanto se modifica la estructura vertical, ya que existe incremento en la abundancia de especies en el estrato superior (I), generando árboles de mayor altura y por lo tanto las copas impiden el paso a los rayos lumínicos. Sin embargo el objetivo de las actividades de restauración ecológica es generar un ecosistema similar al de referencia (maduro) el cual está constituido predominantemente por pino (Jiménez *et al.* 2001, Alanís *et al.* 2008), por lo tanto las actividades silvícolas realizadas en las áreas disminuyen su riqueza y diversidad, pero favorecen el establecimiento de *P. pseudostrobus*, especie con mayor peso ecológico en ecosistemas maduros de este tipo (Jiménez *et al.* 2001). Esta información concuerda con la de González *et al.* (2007), González *et al.* (2008) y Alanís *et al.* (2008) donde mencionan que los ecosistemas impactados recientemente por incendios forestales presentan mayor riqueza y diversidad que los ecosistemas maduros.

Tabla 3. Índices de diversidad de las comunidades evaluadas.

Índice	Noroeste (NO)		Noreste (NE)	
	Testigo	Restaurado	Testigo	Restaurado
Riqueza específica (S)	9	6	11	8
Margalef (D_p)	1,59	0,91	1,86	1,42
Shannon (H)	1,52	1,45	1,31	1,24

DIVERSIDAD β

La diversidad β se puede estimar mediante índices de similitud-disimilitud e índices de remplazo de especies (Moreno 2001). En el presente estudio se estimó el índice de similitud-disimilitud de Bray-Curtis (1957) para estimar la diversidad β . Los ecosistemas presentaron diferencias en la composición de especies, ya que en cada exposición se registraron especies únicas que no se encuentran distribuidas en la otra exposición, como *Arbutus xalapensis* y *Ceanothus coeruleus* que ocurren exclusivamente en la exposición NO, mientras que las especies *Celtis laevigata*, *Carya illinoensis*, *Litsea novoleontis*, *Prunus mexicana*, *Quercus polymorpha* y *Rubus trivialis*, se encuentran únicamente en la exposición NE. De acuerdo al dendrograma de Bray-Curtis (Figura 2), las áreas de exposición NO poseen una similitud de 69,34%, mientras que las áreas en la exposición NE mostraron una similitud de 70,05%. Los ecosistemas con diferente exposición (NE y NO) pero sometidos al mismo tratamiento mostraron una similitud muy parecida de alrededor de 58% y 57%. Lo que indica que las áreas están más asociadas por los pliegues de la SMO que por los tratamientos de restauración ecológica.

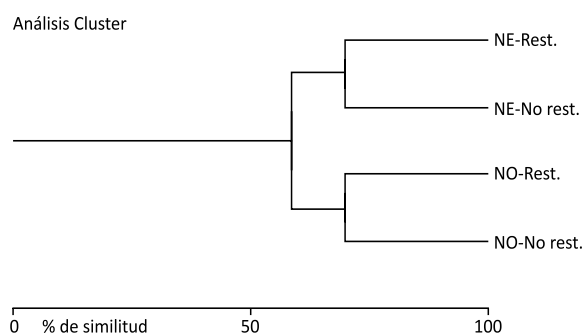


Figura 2. Dendrograma de similitud-disimilitud de Bray-Curtis.

DISTRIBUCIÓN VERTICAL

Los valores de abundancia, dominancia, frecuencia e índice de valor de importancia se estiman para realizar el análisis de la distribución horizontal de las comunidades vegetales (Jiménez *et al.* 2001). Para describir una comunidad multicohortal e

incoetánea es necesario agregar una descripción de la distribución vertical de la estructura del ecosistema (Del Río *et al.* 2003). En el siguiente análisis se dividió la estructura vertical en tres estratos (estrato I: 80%-100% de la altura máxima del área; estrato II: 50%-80%, y estrato III: de 0 a 50%).

Tabla 4. Distribución vertical de las áreas evaluadas.

Especie	Noroeste				Noreste			
	No restaurado		Restaurado		No restaurado		Restaurado	
	N/ha	%	N/ha	%	N/ha	%	N/ha	%
Estrato I								
<i>Juglans mollis</i>					100	1,89		
<i>Prunus mexicana</i>					25	0,47		
<i>Prunus serotina</i>					25	0,47		
<i>Quercus canbyi</i>	20	0,54	61	1,01			25	0,72
<i>Quercus laceyi</i>	40	1,08			25	0,47	50	1,45
<i>Quercus rysophylla</i>	40	1,08	245	4,04	500	9,43	825	23,91
Suma	100	2,70	306	5,05	675	12,74	900	26,09
Estrato II								
<i>Ceanothus coeruleus</i>	100	2,70	20	0,33				
<i>Cercis canadensis</i>					50	0,94		
<i>Chiococca pachyphylla</i>	20	0,54						
<i>Juglans mollis</i>					100	1,89		
<i>Pinus pseudostrobus</i>			82	1,35			50	1,45
<i>Prunus mexicana</i>					75	1,42		
<i>Prunus serotina</i>	20	0,54			100	1,89		
<i>Quercus canbyi</i>	460	12,43	653	10,78	25	0,47	25	0,72
<i>Quercus laceyi</i>	420	11,35			350	6,60	100	2,90
<i>Quercus laeta</i>	120	3,24	306	5,05				
<i>Quercus polymorpha</i>							25	0,72
<i>Quercus rysophylla</i>	880	23,78	1816	29,97	1525	28,77	975	28,26
Suma	2020	54,59	2877	47,48	2225	41,98	1175	34,06
Estrato III								
<i>Arbutus xalapensis</i>	20	0,54	41	0,68				
<i>Carya illinoensis</i>							75	2,17
<i>Ceanothus coeruleus</i>	160	4,32	592	9,77				
<i>Celtis laevigata</i>					75	1,42		
<i>Cercis canadensis</i>					25	0,47	100	2,90
<i>Chiococca pachyphylla</i>	20	0,54			25	0,47		
<i>Juglans mollis</i>	20	0,54			125	2,36		
<i>Litsea novoleontis</i>							75	2,17
<i>Pinus pseudostrobus</i>			1408	23,23	50	0,94	650	18,84
<i>Prunus serotina</i>					100	1,89		
<i>Quercus canbyi</i>	300	8,11	408	6,73	100	1,89	75	2,17
<i>Quercus laceyi</i>	340	9,19			625	11,79	100	2,90
<i>Quercus laeta</i>	160	4,32	61	1,01				
<i>Quercus rysophylla</i>	560	15,14	367	6,06	1250	23,58	300	8,70
<i>Rubus trivialis</i>					25	0,47		
Suma	1580	42,70	2877	47,48	2400	45,28	1375	39,86

La tabla 4 muestra las abundancias absolutas (N/ha) y relativas (A) de las especies presentes en cada estrato, observándose que en la exposición NO el área no restaurada se encuentra constituida por dos estratos (II, III) ya que el estrato I únicamente

está constituida por el 2,7% del total de los individuos. El estrato II y III está constituido por el 54,59% y el 42,70% respectivamente. El área restaurada también está constituida predominantemente por los estratos II y III, donde *Pinus pseudostrabus* presenta una abundancia de 1,35% en el estrato II y 23,23% en el estrato III. La exposición NE presenta mayor heterogeneidad en las abundancias de los estratos, siendo los estratos II y III los que presentan mayor abundancia. El área no restaurada presenta un 12,74% de abundancia relativa en el estrato I, 41,98% en el estrato II y 45,28% en el estrato III. El área restaurada presentó una alta heterogeneidad de acuerdo a la abundancia en los tres estratos, presentando 26,09% en el estrato I, 34,06% en el estrato II y 39,86% en el estrato III.

Con respecto a la composición de los estratos en las áreas, el estrato I se encuentra conformado principalmente por *Q. rysophylla* en las áreas no restauradas y restauradas de las dos exposiciones, siendo la exposición NE la que presenta mayor densidad. El estrato II de la misma manera se constituye por *Q. rysophylla*, entre otras especies en menor proporción, sin embargo el estrato III en las áreas no restauradas se compone principalmente por *Q. rysophylla* y las áreas restauradas por *P. pseudostrabus*. Es importante mencionar que existe una mayor heterogeneidad biológica en el estrato III en todas las áreas.

De acuerdo a los valores del índice de distribución vertical de especies (A) que toma valores entre 0 y un valor máximo (A_{max}), donde $A=0$ significa que el rodal está constituido por una sola especie que ocurre en un sólo estrato y el valor de A_{max} se alcanza cuando la totalidad de las especies ocurren en la misma proporción tanto en el rodal como en los diferentes estratos (Corral *et al.* 2005); las áreas evaluadas presentan similitud en su distribución vertical, presentando valores de A entre 2,00 y 2,30 y valores de A_{max} entre 2,89 y 3,50, lo que indica que las áreas evaluadas se encuentran constituidas por 2 estratos predominantemente (II y III) y que no todas las especies se encuentran en todos los estratos (Tabla 5). Los resultados de la presente investigación son similares a los obtenidos por Jiménez *et al.* (2001) donde evaluó un ecosistema maduro de *Pinus-Quercus* en la misma zona y obtuvo valores de $A=2,07$ y $A_{max}=3,50$.

Tabla 5. Valores del índice de distribución vertical de especies (A) de las áreas evaluadas.

Exposición	Área	A	A_{max}
Noroeste	No restaurado	2,20	3,30
	Restaurado	2,01	2,89
Noreste	No restaurado	2,30	3,50
	Restaurado	2,00	3,18

DISCUSIÓN

INDICADORES ECOLÓGICOS

De acuerdo a un estudio realizado por Jiménez *et al.* (2001), un ecosistema maduro de *Pinus-Quercus* en la Sierra Madre Oriental, se encuentra conformado por alrededor de 340 N/ha. En el presente estudio se registró una abundancia de 3.450 a 6.060 N/ha ya que se trata de ecosistemas que se encuentran en etapas sucesionales tempranas, indicando con ello que existe un número alto de individuos que tienen la posibilidad de sobrevivir y establecer un ecosistema maduro mixto de *Pinus-Quercus*. En relación al área basal los mismos autores, mencionan que un ecosistema maduro posee 18,75 m²/ha, las áreas evaluadas presentaron de 20 a 30 m²/ha, lo cual muestra que poseen un área basal similar ó superior que un ecosistema maduro.

En las áreas restauradas *P. pseudostrabus* presentó las densidades más altas de 1.580 y 700 N/ha; sin embargo, *Q. rysophylla* tuvo densidades mayores. En un ecosistema maduro la comunidad se encuentra conformada principalmente por *P. pseudostrabus* y en segunda instancia, por *Q. rysophylla* en una relación de 2:1 proporción que no se ha alcanzado aún en las áreas restauradas, no obstante, las altas densidades de *P. pseudostrabus* en relación con las comunidades no restauradas. El área basal que presentaron los individuos de *P. pseudostrabus* indica que se trata de individuos jóvenes, dado que el área basal es inferior a lo registrado por Jiménez *et al.* (2001), quienes mencionan 13,53 m²/ha para individuos adultos con una edad media de 61 años.

El alto índice de importancia ecológica que presentaron las especies del género *Quercus* concuerda con los resultados de González *et al.* (2007) y Alanís *et al.* (2008), quienes mencionan que en las primeras etapas sucesionales este género es el que presenta mayor presencia. Mientras que *P. pseudostrabus* presentó un alto valor ecológico debido a que fue una especie altamente favorecida por las prácticas de restauración. La especie *P. pseudostrabus* a pesar de presentar una alta abundancia en las áreas restauradas presentó una dominancia muy baja ya que los individuos presentaron proporciones muy pequeñas. Sin embargo, si se quieren restablecer las condiciones existentes en el ecosistema antes del siniestro, es necesario tener constancia en las acciones

de aclareo para que ingrese suficiente radiación solar, así como los animales dispersantes y, con ellos, las semillas de árboles y arbustos de las fases maduras de la sucesión (Zamora *et al.* 2004).

DIVERSIDAD α

Los incendios forestales de copa causan modificaciones en la composición, riqueza y diversidad de especies arbóreas en los bosques de pino-encino de la Sierra Madre Oriental que, dependiendo de la duración e intensidad, pueden causar la muerte del 100% de *P. pseudostrabus*, sin embargo *Quercus* sp. tiene la capacidad de rebrotar vigorosamente después de los incendios a partir del sistema radicular, ya que éste se estimula ante los efectos del aumento de la temperatura del suelo, lo cual les confiere una ventaja competitiva en la recolonización de zonas incendiadas (Zavala 2000, Alanís *et al.* 2008). Debido a lo anterior se registró una alta presencia de especies de la familia Fagaceae. Las altas densidades de *Quercus* sp. se han mantenido constantes, ya que un año después del incendio García (2000) cuantificó en la misma área donde se llevó a cabo la presente investigación 2.240 N/ha y actualmente (después de 10 años) existe una densidad que oscila entre los 1.480 a los 3.250 N/ha. En el presente estudio *P. pseudostrabus* no se registró en la exposición NO y se observó en un porcentaje muy bajo en la exposición NE de las áreas que no se sometieron a prácticas de restauración.

La disminución en la riqueza y diversidad de especies en las áreas restauradas en comparación con las áreas no restauradas de las dos exposiciones es resultado de las prácticas de restauración llevadas a cabo en ellas, ya que las especies de las primeras etapas sucesionales son afectadas por las acciones de aclareo. La riqueza y diversidad que presentaron las áreas no restauradas en las dos exposiciones indican que el incendio forestal contribuyó a la diversidad y heterogeneidad de los ecosistemas (González *et al.* 2007). Durante las primeras etapas sucesionales los ecosistemas son altamente diversos debido a la presencia de especies pioneras; contrario a lo registrado en el ecosistema restaurado, en el cual el objetivo es restablecer un ecosistema en condiciones anteriores al incendio es decir un ecosistema maduro, debido a lo cual es de entenderse que la diversidad y riqueza del mismo hayan disminuido.

DIVERSIDAD β

La composición de especies en las exposiciones evaluadas (NO y NE) es diferente debido que la orientación de la exposición influye en la incidencia de energía que se irradia al ambiente, de tal manera que esto puede afectar los procesos metabólicos vitales (fotosíntesis, transpiración y respiración) de las plantas (Lambers *et al.* 1998) y determina la presencia o ausencia de ciertas plantas en una exposición o en otra. Lo anterior fue demostrado por medio del análisis de Bray-Curtis indicando con ello que las exposiciones NE y NO son diferentes, debido a que en cada exposición se registraron especies únicas, como *Arbutus xalapensis* y *Ceanothus coeruleus* las cuales sólo se presentaron en la exposición NO, mientras que *Celtis laevigata*, *Carya illinoensis*, *Litsea novoleontis*, *Prunus mexicana*, *Quercus polymorpha* y *Rubus trivialis*, se encontraron únicamente en la exposición NE. El análisis de similitud indicó que las áreas son más similares por efecto de la exposición, que por los tratamientos de restauración ecológica.

DISTRIBUCIÓN VERTICAL

Referente a la distribución vertical de las especies se tiene que las cuatro áreas evaluadas presentan similitud en su distribución vertical, presentando valores de A entre 2,00 y 2,30 y valores de A_{\max} entre 2,89 y 3,50, indicando con ello que las áreas evaluadas se encuentran constituidas predominantemente por 2 estratos (II y III) y que no todas las especies se encuentran en todos los estratos. Los resultados de la presente investigación son similares a los obtenidos por Jiménez *et al.* (2001) quienes evaluaron un ecosistema maduro de *Pinus-Quercus* en la misma zona y obtuvieron valores de $A=2,07$ y $A_{\max}=3,50$, pero la composición es a la inversa, es decir, en un ecosistema maduro, el estrato I está constituido únicamente por *P. pseudostrabus* y esta especie tiene una alta presencia en los tres estratos, contrario a lo documentado en el presente estudio. Si se desea que las áreas restauradas mantengan la densidad de *P. pseudostrabus* es recomendable realizar prácticas silvícolas de aclareo a los árboles vecinos para crear espacios adecuados para el óptimo desarrollo de los individuos. Es indispensable la continuidad en las prácticas silvícolas, para evitar que el género *Quercus* impida completamente el acceso de los rayos lumínicos, frenando con ello el óptimo desarrollo de *P. pseudostrabus* lo cual conllevaría en un futuro al establecimiento de un ecosistema puro de bosque de *Quercus*.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la M.C. Lillian Belle Willcockson por todas las facilidades otorgadas, a la Ing. Silvia Rivera por sus valiosos comentarios, al Dr. Glafiro Alanís Flores por el apoyo en la identificación de las especies y a la Biol. Perla Cecilia García Galindo, Biol. Erik Iván Meléndez, Biol. Daniel Espinoza y Esaú Illán Moreno por el apoyo en las actividades de campo.

LITERATURA CITADA

- Alanís, E., Jiménez, J., Espinoza, D., Jurado, E., Aguirre, O., y M. A. González. 2008. Evaluación del estrato arbóreo en un área restaurada post-incendio en el Parque Ecológico Chipinque, México. *Revista Chapingo serie ciencias forestales y del ambiente*, 14(2):113-118.
- Alanís, G., Cano, G. y M. Rovalo. 1996. *Vegetación y flora de Nuevo León. Una guía botánico-ecológica*. 1ª Ed. Monterrey: Impresora Monterrey, S.A. de C.V.
- Bray, J. R. & J. T. Curtis. 1957. An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. *Ecological Monographs*, 27:325-349.
- Clifford, H. & W. Stephenson. 1975. *An introduction to numerical classification*. Academia Press, London,
- CONAFOR. 2009. Comisión Nacional Forestal. Evaluación de áreas impactadas por incendios forestales. Disponible en: URL: <http://www.confaor.gob.mx>
- Corral, J., Aguirre, O., Jiménez, J. y S. Corral. 2005. Un análisis del efecto del aprovechamiento forestal sobre la diversidad estructural en el Bosque Mesófilo de Montaña "El Cielo", Tamaulipas, México. *Invest Agrar: Sist Recur For.*; 14(2):217-228.
- Curtis, J. T. 1951. McIntosh Rp. An upland forest continuum in the Praire Forest Border Region of Wisconsin. *Ecology*, 32: 476-496.
- Danilin I. 2009. Structural and functional organization of a larch phytocenosis in a postfire progressive succession in the north of Central Siberia. **Contemporary Problems of Ecology**: 2(1):55-65.
- Del Río M., Montes, F., Cañellas, I. y G. Montero. 2003. Índices de diversidad estructural en masas forestales. *Invest Agrar: Sist Recur For.*: 12(1):159-176.
- García, D. A. 2000. Restauración de la vegetación en los bosques de encino y pino en el Parque Ecológico Chipinque, México [tesis de licenciatura]. México: Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León.
- González, M. A.. 2007. Schwendenmann L, Jiménez J, Himmelsbach W. Reconstrucción del Historial de incendios y estructura forestal en bosques mixtos de pino-encino en la Sierra Madre Oriental. *Madera y Bosques*: 13(2):51-63.
- González, M. A. 2008. Schwendenmann L, Jiménez J, Schulz R. Forest structure and woody plant species composition along a fire chronosequence in mixed pine-oak forest in the Sierra Madre Oriental, Northeast Mexico. *For. Ecol. Manage.*, 256: 161-167.
- INEGI. 1986. *Síntesis Geográfica del Estado de Nuevo León*. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. 170 p.
- Jiménez, J., Aguirre, O. y H. Kramer. 2001. Análisis de la estructura horizontal y vertical en un ecosistema multicohortal de pino-encino en el norte de México. *Invest. Agr. Sist. Recur. For.*, 10 (2): 355-366.
- Jiménez, J., Jurado, E., Aguirre, O. A. & E. Estrada. 2005. Effect of grazing on restoration of endemic dwarf pine (*Pinus culminicola* Andresen et Beaman) populations in northeastern Mexico. *Restoration Ecology*. 13(1):103-107.
- Lambers, H., Chapin III., F. S. & T. I. Pons. 1998. *Plant Physiological Ecology*. Springer-Verlag, Nueva York. 540 p.
- Magurran, A. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Science Ltd. Blackwell Publishing Company. Oxford, UK, 256 pp.
- Marroquín, R., Jiménez, J., Garza, F., Aguirre, O., Estrada, E. & R. Bourguet. 2006. Pruebas de regeneración artificial de *Pinus pseudostrubus* en localidades degradadas por incendios. *CIENCIA-UANL*, 9(3): 298-303.
- Marroquín, R. A., Jiménez, J., Garza, F., Aguirre, O. A., Estrada, E. & R. Bourguet. 2007. Regeneración natural de *Pinus pseudostrubus* en zonas degradadas por incendio. *Revista CIENCIA-UANL*, 10(1):33-37.
- Mata, J. M. 2008. Pertinencia de la siembra directa en la rehabilitación de áreas incendiadas con dos especies de pino piñonero (*Pinus cembroides* y *Pinus nelsonii*) en la Sierra Madre Oriental en el municipio de Miquihuana, Tamaulipas [tesis de maestría]. México: Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León.

- Mittermeier, R. A. 1997. Mittermeier Cg, Robles P. Megadiversidad, los países biológicamente más ricos del mundo. CEMEX, México. 501 p.
- Moreno, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T–Manuales y Tesis. SEA, Zaragoza. 84 p.
- Mostacedo, B. y T. S. Fredericksen. 2000. Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal. Santa Cruz, Bolivia. Editora El País. 87 p.
- Petit, J.. 2008. Clasificación, estructura y Composición de los Bosques. Facultad de Ciencias Forestales y Ambientales. Universidad de los Andes, Venezuela. 28 p.
- Prach, K. & R. J. Hobbs. 2008. Spontaneous Succession versus Technical Reclamation in the Restoration of Disturbed Sites. *Restoration Ecology*, 16(3):363-366.
- Pretsch, H. 1996. Strukturvielfalt als Ergebnis waldbaulichen Handels. Deutscher Verband Forstlicher Forschungsanstalten. Sekt. Ertragskunde. Jahrestagung, Nehresheim. p. 134-154.
- Rodríguez, D. A. & P. Z. Fulé. 2003. Fire ecology of Mexican pines and a fire management proposal. *Int. J. Wildland Fire*, 12(1):23-37.
- Sánchez, O., Peters, E., Márquez, R., Vega, E., Portales, G., Valdez, M., y D. Azuara. 2005. Temas sobre restauración ecológica. México: INE-SEMARNAT. 256 p.
- SEMARNAT. 2006. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. El medio ambiente en México 2005: En resumen. Disponible en: URL: <http://www.semarnat.gob.mx>
- Shannon C. 1948. The mathematical theory of communication. En C. E. Sahnnon; W. Weaver (Ed). Univ. of Illinois Press. p. 134-154.
- Society for Ecological Restoration (SER). 2002. Science & Policy Working Group. The SER Primer on Ecological Restoration. Disponible en: URL: <http://www.ser.org/>
- Van Leeuwen, W. J. 2008. Monitoring the Effects of Forest Restoration Treatments on Post-Fire Vegetation Recovery with MODIS Multitemporal Data. *Sensors*, 8(3):2017-2042.
- Whisenant, S. 2005. First steps in erosion control. Forest restoration in landscapes. Springer New York, p. 350-356.
- Zamora, R., García, P., L. Gómez. 2004. Las interacciones planta-planta y planta animal en el contexto de la sucesión ecológica. En: Valladares F. Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante. Ministerio de Medio Ambiente, EGRAF, S. A., Madrid, p. 371-393.
- Zavala F. El Fuego y la Presencia de Encinos. *Ciencia Ergo Sum* 2000; 7(3):269-276.



28. EVALUACIÓN DE LA DIVERSIDAD DE ESPECIES LEÑOSAS EN ÁREAS EXCLUIDAS DE ACTIVIDADES SILVOAGROPECUARIAS EN EL MATORRAL ESPINOSO TAMAULIPECO, MÉXICO

Alanís Rodríguez Eduardo^{1,3}, Jiménez Pérez Javier^{1,4}, Aguirre Calderón Oscar¹, Pando Moreno Marisela¹, Treviño Garza Eduardo¹, González Tagle Marco A.¹, Aranda Ramos Rafael², Mata Balderas José Manuel², Uvalle Saucedo José I.¹, Canizales Velázquez Pamela A.¹

¹Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León Carretera Linares-Cd. Victoria Ambiental S.C., Nuevo Sendero 103 Oriente. C. P. 67130, Guadalupe, N. L. México. ³alanis_eduardo@yahoo.com.mx y ⁴jjimenez@cf.uanl.mx

RESUMEN

El matorral espinoso tamaulipeco (MET) es el segundo ecosistema más impactado en México y existe escasa información sobre su restauración. La presente investigación evaluó las especies leñosas en el MET del noreste de México, en 3 áreas con distinto historial de uso; ganadería extensiva, agricultura tradicional y matarrasa, se utilizó como técnica de rehabilitación la exclusión de actividades silvoagropecuarias durante un periodo de 21 años. El objetivo fue evaluar la recuperación de las áreas sin actividades humanas y hacer un análisis comparativo de la riqueza, diversidad e indicadores ecológicos del estrato arbóreo en las tres áreas con distinto historial de uso. En cada área se establecieron 4 sitios de muestreo de 250m², se registraron los valores dasométricos de altura (h), diámetro ($d_{0,10}$) y ancho de copa ($N-S$, $E-O$). Con estos valores se estimaron los indicadores ecológicos de abundancia (A), dominancia (D), frecuencia (F) e Índice de Valor de Importancia (IVI), el índice de riqueza de Margalef (D_{Mg}), de diversidad de Shannon (H') y se realizó un análisis de varianza (ANOVA) para comparar estadísticamente las áreas. Los resultados mostraron que la técnica de exclusión de áreas es un método efectivo de rehabilitación en el MET, ya que existen especies leñosas heliófilas y fijadoras de nitrógeno que después del cese de actividades son pioneras. La riqueza ($S \geq 20$) y diversidad ($H' \geq 2.10$) de especies leñosas de las tres áreas es superior al ecosistema prístino. De acuerdo al análisis de varianza ANOVA las áreas evaluadas presentan diferencia significativa en su diversidad ($p=0,019$), de acuerdo a la prueba de Tukey el área de matarrasa ($1,68 \pm 1,14$) no presentó diferencias significativas con agricultura ($1,27 \pm 0,92$) y ganadería ($2,07 \pm 0,91$), mientras que agricultura y ganadería sí presentaron diferencia. La presente investigación aporta información relevante para la rehabilitación y restauración de áreas afectadas por actividades silvoagropecuarias en el MET.

Palabras clave: Exclusión de áreas, rehabilitación, indicadores ecológicos.

ABSTRACT

The Tamaulipan Thornscrub is the second ecosystem more impacted in Mexico and there insufficient information about your restoration. This research assessed the shrub species in the Tamaulipan Thornscrub, of Northeast of Mexico, in three areas with different historical of use; cattle grazing, agriculture and clear-cutting, on which technique was applied as restoration, the exclusion of activities for forestry, agriculture and cattle grazing for a period of 21 years. The objective was assessing the recuperation of the areas without anthropologic activities and an comparative analysis of species richness, diversity and ecological parameters of arboreal layer in the three areas with different historical of use. In each area were established 4 sites for sampling of 250 m², where obtained height (h), diameter ($d_{0,10}$) and crown ($N-S$, $E-W$), with the values obtained are estimated the ecological indicators of abundance (A), dominance (D), frequency (F) and importance value index (IVI), the richness index of Margalef (D_{Mg}), of diversity index of Shannon (H') and an analysis of variance (ANOVA) for compare statistically the areas. The results showed that technique of exclusion of areas is an effective method of rehabilitation in the Tamaulipan Thornscrub, due to heliofilas shrub species and nitrogen fixing that after the cessation of activities are pioneers. The richness ($S \geq 20$) and diversity ($H' \geq 2.10$) of shrub species of the three areas is higher that pristine ecosystem. According of analysis of variance ANOVA the areas assessed showed significant difference in diversity ($P=0,019$), according the Tukey test, clear cutting area ($1,68 \pm 1,14$) not is significant different with agriculture ($1,27 \pm 0,92$) and cattle grazing ($2,07 \pm 0,91$), while that agriculture and cattle grazing are different. The research contributed important information for the rehabilitation and restoration of affected areas for activities of forestry and cattle grazing in the Tamaulipan Thornscrub.

Key Words: Exclusion of areas, rehabilitation, ecological indicators.

INTRODUCCIÓN

En México, la segunda causa de pérdida de vegetación natural es la transformación de terrenos forestales a agrícolas y ganaderos, sólo por debajo de la tala ilegal (SEMARNAT 2006). El Matorral Espinoso Tamaulipeco (MET) tiene un uso tradicional silvoagropecuario, desde fines del siglo XVI, importante en la economía del noreste de México, por lo que ha sido fragmentado por décadas para dar al suelo uso agrícola y ganadero y las superficies remanentes rara vez son de vegetación primaria, pues tienen un impacto histórico de sobrepastoreo, agricultura, extracción selectiva de componentes leñosos y forrajeros o por la eliminación a matarrasa del matorral (Rzedowski 1981, Foroughbakhch y Peñaloza 1988, García y Jurado 2003, Alanís *et al.* 2008a, Jiménez *et al.* 2009).

El MET es un ecosistema con una alta riqueza específica de especies arbóreas, arbustivas (33 especies) y subarbustivas (31 especies), y presenta altas densidades (15.000 a 21.000 individuos/ha) (Heiseke & Foroughbakhch 1985, González *et al.* 1997, Alanís 2006). Este ecosistema cubre una superficie aproximada de 200.000 km² del noreste de México y sur de Texas, desde Llera de Canales y los límites de la Sierra Azul en Tamaulipas (González 1985) hasta el Altiplano Edwards (Edwards Plateau) en Texas (Diamond *et al.* 1987), y de la Sierra Madre Oriental hasta el Golfo de México (Jurado y Reid 1989).

En el Matorral Espinoso Tamaulipeco se han realizado diversos estudios científicos con relación a las especies leñosas; de los cuales destacan los de establecimiento de semillas y germinación (Jurado *et al.* 2000 y 2001, García y Jurado 2003, Jurado *et al.* 2006a, Jurado *et al.*, 2006b), biomasa (Návar *et al.* 2001, Návar *et al.* 2002, Foroughbakhch *et al.* 2009), interacciones (Flores y Jurado 2003), potencial hídrico y la disponibilidad de agua en el suelo (González *et al.* 2000, González *et al.* 2004), intercepción de la precipitación (Cantú y González 2005), aspectos nutricionales (Ramírez *et al.* 1999). Referente a la diversidad de especies leñosas se encuentran escasos estudios en ecosistemas secundarios en general, sin particularizar su historial de uso (Rodríguez 1994, Medina 1995, González *et al.* 1997, Romero 1999, Sariñana 1999), pero aún se desconoce la recuperación de este ecosistema en áreas excluidas de actividades silvoagropecuarias.

Por ello, la presente investigación pretende realizar un análisis de la riqueza y diversidad de las especies leñosas en áreas con distinto historial de uso en el MET, para aportar información clave de los procesos de recuperación y resiliencia del ecosistema. El empleo de este tipo de información se ha incrementado en los últimos años entre los científicos, técnicos y gestores de sistemas naturales, ya que es el punto de partida para la correcta toma de decisiones dentro de los programas de rehabilitación y restauración ecológica.

Los objetivos planteados fueron: (1) estimar la riqueza de especies vegetales, (2) evaluar los indicadores ecológicos de abundancia (*A*), dominancia (*D*), frecuencia (*F*), e índice de valor de importancia (*IVI*), (3) cuantificar la diversidad α y β . La hipótesis es que el área con historial de uso ganadero es la que tendrá los valores más altos de densidad, cobertura, riqueza y diversidad.

MÉTODOS

El área de estudio se localiza en la Reserva Ecológica del Matorral Espinoso Tamaulipeco de la Facultad de Ciencias Forestales de la UANL, en el municipio de Linares, N. L. México, entre las coordenadas 25° 09' y 24° 33' de la latitud norte, y 99° 54' y 99° 07' de longitud oeste, con una altitud de 350 msnm. Las especies que destacan por su abundancia y cobertura son: *Acacia rigidula*, *Acacia farnesiana*, *Havardia pallens*, *Cordia boissieri*, *Karwinskia humboldtiana* y *Prosopis glandulosa* (Espinoza y Návar 2005, Alanís *et al.* 2008a).

La evaluación del MET se realizó en el año 2005, en 3 áreas con distinto historial de uso que tenían un abandono de 21 años, las cuales fueron: 1) ganadería extensiva; 2) agricultura y 3) matarrasa. El área de ganadería extensiva presentaba la extracción selectiva de sus componentes leñosos y la acción del ramoneo y pisoteo de ganado caprino. El área de agricultura se desmontó con maquinaria agrícola, removiendo el suelo y cultivando maíz y sorgo de temporada durante un periodo de 5 años. El área de matarrasa se desmontó con maquinaria agrícola y no presentó ninguna actividad silvoagropecuaria. Las áreas de ganadería y matarrasa tenían una distancia aproximada de 200 metros de las áreas fuentes semilleras, mientras que el área de ganadería estaba rodeada de áreas con fuentes semilleras. Las fuentes semilleras son ecosistemas del MET con vegetación secundaria. Las tres áreas se ubican entre los 350 a 380 msnm, con pendiente < 3% y suelo vertisol.

Se establecieron 4 sitios de muestreo de 10x25m (250m²) en cada área, sumando un total de 12 sitios de muestreo para el estudio. La forma rectangular de los sitios de muestreo fue debido a su fácil delimitación en vegetación densa (Alanís *et al.* 2008b, Canizales *et al.* 2009). La distribución de sitios de muestreo dentro de las áreas tenía distancia aproximada de 50 m entre ellas, para evitar las variaciones topográficas, edáficas o altitudinales. En los sitios de muestro se realizó la identificación y medición

del diámetro ($d_{0,10}$), la medición del diámetro se efectuó a 0,10 m sobre la base del suelo, siendo una medida estándar empleada para especies leñosas de MET (Alanís *et al.* 2008a, Jiménez *et al.* 2009).

DIVERSIDAD DE ESPECIES

A) ÍNDICE DE SHANNON (H')

Para estimar la riqueza de especies se utilizó el índice de diversidad de Margalef (Clifford y Stephenson 1975). Para estimar la diversidad de especies se utilizó el índice de Shannon (1948). El parámetro de abundancia de las especies de las diferentes comunidades se utilizó para comparar las áreas de estudio mediante un análisis de varianza ANOVA ($p \geq 0.05$). Los datos se sometieron a una transformación logarítmica ($y' = \log(xi+1)$), para lograr que cumplieran con las características de normalidad (Kolmogorv-Smirnof; $p=0,05$) aditividad y homoscedasticidad (Zar 1999). Posteriormente, cuando se encontraron diferencias significativas en el análisis de varianza, se efectuaron comparaciones múltiples aplicando un Test de Tukey (Zar 1999).

INDICADORES ECOLÓGICOS

Para evaluar el significado de las especies en la población se utilizó la estimación de los indicadores ecológicos: abundancia, dominancia, frecuencia e índice de valor de importancia como medida de valoración (véase Magurran 2004).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la presente investigación se registraron 17 familias, 23 géneros y 27 especies (Tabla 1), la familia más representativa fue Fabaceae (Leguminosae) con 5 especies, la alta presencia de esta familia en áreas con vegetación secundaria relativamente joven puede relacionarse con diversos factores como escasa disponibilidad de nutrientes en el suelo, intolerancia a la sombra y mecanismos relacionados con la reproducción (Alanís 2006). Estos resultados concuerdan con los de González *et al.* (1997) y García y Jurado (2003), donde mencionan que las áreas que han sido despojadas de su cobertura vegetal natural y posteriormente sometidas a uso agrícola y pecuario al ser abandonados es probable que presenten una baja disponibilidad de nitrógeno; por lo tanto especies capaces de fijar nitrógeno atmosférico (característica común en las leguminosas), frecuentemente están presentes en las primeras fases de la sucesión.

De las 27 especies leñosas, 24 se presentaron en el área de ganadería, 20 en matarrasa y 19 en agricultura, compartiendo 14 especies. El ecosistema con mayor densidad (17.085 ind/ha), área basal (29,85 m²/ha), altura (2,6 ± 0,64 m) y diámetro (4,44 ± 1,72 cm) fue ganadería, debido probablemente a que fue la única área que no se desmontó en su totalidad y tiene una fuente semillera adyacente, por lo tanto se encuentra en una etapa de recuperación más dinámica, donde hay una mayor competencia por los factores ambientales. *Bernardia myricaefolia* presenta la mayor densidad de individuos (7.346 ind/ha), ya que es una especie frecuentemente consumida y dispersada por el ganado (Ramírez *et al.* 2006) y al tener condiciones favorables para su germinación presentó alta abundancia.

El ecosistema con historial de agricultura presentó 2.370 ind/ha y 15.6 m²/ha, siendo *Diospyros texana* la especie más abundante (660 ind/ha). El ecosistema matarrasa presentó 6.230 ind/ha y 17 m²/ha, siendo *Mimosa monanctristra* la especie con mayor presencia, lo cual concuerda con Camargo y García (2001) y Flores *et al.* (2006), donde mencionan que es una especie oportunista y típicamente secundaria que coloniza áreas abiertas resultantes de diversas actividades antrópicas, debido principalmente a que la semilla germina en pocos días y el crecimiento es rápido, además tienen el potencial de regenerarse vegetativamente a partir de tocones y raíces.

DIVERSIDAD DE ESPECIES

A) ÍNDICE DE SHANNON (H')

Los valores del índice de Shannon fueron 2,10 para ganadería extensiva, 2,24 para agricultura y 2,27 para matarrasa. El parámetro de abundancia de las especies de las comunidades se utilizó para comparar las áreas de estudio mediante el análisis de varianza ANOVA. Los resultados mostraron que existen diferencias significativas ($P=0,019$) entre las áreas de estudio, por lo que se aplicó la prueba de Tukey para determinar las áreas que presentaban las diferencias estadísticas. El área de matarrasa (1,68±1,14) no presentó diferencias significativas con agricultura (1,27±0,92) y ganadería (2,07±0,91), mientras que agricul-

tura y ganadería si presentaron diferencia. Una explicación probable es que el área con historial de matarrasa únicamente fue desmontada y no hubo ningún impacto silvoagropecuario, mientras agricultura y ganadería presentaron diferentes impactos debido a su utilización productiva, lo que conllevó a estas diferencias en su diversidad.

Tabla 1. Valores dasométricos de los ecosistemas evaluados.

Nombre científico	Agricultura						Ganadería						Matarrasa					
	N/ha	G/ha (m ²)	h (m)		d (cm)		N/ha	G/ha (m ²)	h (m)		d (cm)		N/ha	G/ha (m ²)	h (m)		d (cm)	
			\bar{h}	S _h	\bar{d}	S _d			\bar{h}	S _h	\bar{d}	S _d			\bar{h}	S _h	\bar{d}	S _d
<i>Acacia berlandieri</i>	110	2,6	2,5	1,1	3,1	2,2	286	0,7	2,6	0,7	1,9	0,9	0	0	0	0	0	0
<i>Acacia farnesiana</i>	350	2,6	3,1	0,8	4,4	2,3	11	0,1	3,7	0,0	11,2	0,0	0	0	0	0	0	0
<i>Acacia rigidula</i>	270	3,3	2,8	0,7	3,2	1,0	1909	3,1	2,6	0,8	2,5	0,9	1060	5,4	2,6	0,7	2,9	0,9
<i>Acacia wrightii</i>	10	0,0	1,6	0,0	1,6	0,0	0	0	0	0	0	0	290	1,6	1,8	0,7	4,6	2,8
<i>Amyris texana</i>	10	0,1	1,8	0,0	2,0	0,0	229	0,1	1,7	0,6	1,6	0,6	0	0	0	0	0	0
<i>Bernardia myricaefolia</i>	0	0	0	0	0	0	7349	4,1	1,9	0,3	1,6	0,4	0	0	0	0	0	0
<i>Bumelia celastrina</i>	20	0,1	2,5	0,9	3,5	1,1	217	2,4	2,8	0,8	4,5	6,1	150	0,3	2,7	0,7	2,7	1,4
<i>Celtis pallida</i>	20	0,1	2,9	0,4	2,5	0,4	80	0,1	2,0	0,6	2,7	1,1	310	0,6	2,7	0,9	2,3	0,6
<i>Cercidium macrum</i>	0	0	0	0	0	0	46	0,1	2,8	0,9	3,4	2,0	30	0,6	2,8	2,1	5,9	6,5
<i>Condalia hookeri</i>	10	0,0	2,8	0,0	2,6	0,0	331	3,0	2,8	0,8	5,8	3,5	110	0,2	2,3	0,5	3,0	1,5
<i>Cordia boissieri</i>	70	0,6	2,4	0,6	6,1	2,4	251	1,8	2,8	0,8	7,0	4,6	210	0,4	2,2	0,6	3,5	1,0
<i>Croton torreyanus</i>	300	0,1	2,1	0,1	2,1	0,7	183	0,1	2,3	0,5	2,0	0,5	220	0,2	1,9	0,6	2,1	1,0
<i>Diospyros palmeri</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	30	0,0	1,7	0,2	1,7	0,6
<i>Diospyros texana</i>	660	2,3	2,5	0,5	3,7	3,4	731	4,0	3,3	0,8	4,8	2,5	330	0,3	1,8	0,5	2,1	0,7
<i>Eysenhardtia texana</i>	270	1,1	3,2	0,9	3,1	1,2	1520	1,2	3,0	0,7	2,5	1,4	90	0,4	3,5	0,7	3,4	0,5
<i>Forestiera angustifolia</i>	60	0,9	2,4	0,2	2,6	0,6	823	1,6	2,1	0,6	2,0	0,6	20	0,2	2,0	0,2	2,5	1,1
<i>Guaiaecum angustifolium</i>	10	0,1	2,2	0,0	2,2	0,0	526	1,0	1,5	0,7	2,1	1,3	0	0	0	0	0	0
<i>Havardia pallens</i>	40	0,4	3,2	2,0	4,2	2,8	1634	2,6	2,7	0,7	2,7	1,0	160	1,1	3,7	1,2	3,9	2,1
<i>Karwinskia humboldtiana</i>	50	0,0	1,1	0,5	1,8	0,5	91	0,0	1,6	0,4	1,4	0,3	20	0,0	1,5	0,7	2,0	0,6
<i>Leucophyllum texanum</i>	0	0	0	0	0	0	171	0,1	2,0	0,4	2,1	0,9	0	0	0	0	0	0
<i>Malpighia glabra</i>	20	0,1	1,5	0,0	1,4	0,0	0	0	0	0	0	0	140	0,1	1,1	0,5	1,8	0,8
<i>Mimosa monancistrata</i>	0	0	0	0	0	0	23	0,0	3,3	0,4	1,1	0,2	1790	1,9	1,5	0,3	1,8	0,7
<i>Prosopis laevigata</i>	20	0,6	4,0	0,3	8,3	1,6	11	0,0	4,2	0,0	5,9	0,0	50	0,1	3,1	1,4	4,8	3,9
<i>Randia rhagocarpa</i>	0	0	0	0	0	0	46	0,0	1,4	0,6	1,7	0,7	30	0,0	1,1	0,6	1,2	0,1
<i>Yucca filifera</i>	0	0	0	0	0	0	34	2,8	5,5	3,0	31,8	8,6	0	0	0	0	0	0
<i>Zanthoxylum fagara</i>	70	0,5	2,3	0,7	2,8	1,2	423	1,0	2,1	0,6	2,4	1,6	1050	3,5	2,6	0,7	2,9	1,0
<i>Ziziphus obtusifolia</i>	0	0	0	0	0	0	57	0,1	1,8	0,5	2,0	0,2	140	0,1	1,8	0,2	1,8	0,8
Suma	2370	15,6	2,5	0,5	3,2	1,1	16983	29,8	2,6	0,7	4,4	1,7	6230	17,0	2,2	0,7	2,8	1,4

N=número de individuos; ha= hectárea G= área basal; h= altura; d=diámetro; S= desviación estándar.

INDICADORES ECOLÓGICOS

La abundancia (n/ha), dominancia (m²/ha), frecuencia (F_p) e índice de valor de importancia (IVI) de las especies se utilizó para el análisis de las relaciones existentes entre las especies de los ecosistemas. El ecosistema con historial de ganadería extensiva (Tabla 2) presentó 24 especies, siendo las de mayor peso ecológico *Bernardia myricaefolia* (79,77%), *Eysenhardtia texana* (34,44%), *Acacia rigidula* (34,25%) y *Havardia pallens* (25,16%), sumando el 58% del total del valor de importancia. Este ecosistema al no estar desprovisto de su vegetación, se encuentra en una etapa más dinámica, donde los individuos están en mayor competencia por espacio.

En el área con historial de agricultura (Tabla 2) se presentaron 16 especies, las de mayor valor de importancia son *Diospyros texana* (64,57%), *Acacia farnesiana* (49,03%), *Acacia rigidula* (48,07%) y *Acacia berlandieri* (29,28%). Tres de las 4 especies con mayor valor de importancia son de la familia Fabaceae, las cuales se distinguen por estar en las primeras etapas sucesionales y tener la capacidad de desarrollarse en áreas desprovistas de cobertura vegetal y suelos con bajo contenido de nitrógeno. Esto coincide con González *et al.* (1997) quienes mencionan que las especies con mayor densidad, cobertura y frecuencia de la vegetación con historial de agricultura en el MET son *Acacia farnesiana* y *A. rigidula*.

El ecosistema con historial de matarrasa presentó 20 especies (Tabla 2), las de mayor importancia son *Acacia rigidula* (66,52%), *Mimosa monancistra* (58,51%), *Zanthoxylum fagara* (47,95%) y *Acacia farnesiana* (21,21%). En este ecosistema 2 de las 4 especies con mayor importancia pertenecen a la familia Fabaceae, ya que como se menciona anteriormente tiene la capacidad de establecerse en espacios sin cobertura vegetal.

Tabla 2. Indicadores ecológicos de los ecosistemas evaluados.

Nombre científico	Agricultura				Ganadería				Matarrasa			
	A_r	D_r	F_r	IVI	A_r	D_r	F_r	IVI	A_r	D_r	F_r	IVI
<i>Acacia berlandieri</i>	4,64	16,88	7,50	29,02	1,67	2,38	0,54	4,59	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Acacia farnesiana</i>	14,77	16,93	16,20	47,95	0,07	0,37	0,54	0,98	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Acacia rigidula</i>	11,39	21,13	15,00	47,52	11,17	10,2	12,90	34,30	17,00	31,80	17,70	66,50
<i>Acacia wrightii</i>	0,42	0,09	1,30	1,76	0,00	0,00	0,00	0,00	4,65	9,26	7,29	21,20
<i>Amyris texana</i>	0,42	0,32	1,25	2,00	1,34	0,42	2,15	3,90	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Bernardia myricaefolia</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	43,01	13,7	23,1	79,80	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Bumelia celastrina</i>	0,84	0,76	1,25	2,85	1,27	8,15	0,54	9,95	2,41	1,78	3,13	7,31
<i>Celtis pallida</i>	0,84	0,90	2,50	4,25	0,47	0,23	0,54	1,24	4,98	3,58	4,17	12,7
<i>Cercidium macrum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,27	0,18	0,54	0,98	0,48	3,42	2,08	5,98
<i>Condalia bookeri</i>	0,42	0,14	1,30	1,81	1,94	10,10	2,15	14,20	1,77	0,93	2,08	4,77
<i>Cordia boissieri</i>	2,95	4,07	1,25	8,28	1,47	6,04	3,22	10,70	3,37	2,38	5,21	11,00
<i>Croton torrellanus</i>	12,66	0,75	3,75	17,16	1,07	0,23	2,68	3,98	3,53	1,03	2,08	6,64
<i>Diospyros palmeri</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	5,30	1,49	7,29	14,10
<i>Diospyros texana</i>	27,85	14,67	21,3	63,77	4,28	13,20	4,83	22,30	0,48	0,06	1,04	1,58
<i>Eysenhardtia texana</i>	11,39	7,27	7,5	26,16	8,90	4,09	21,50	34,40	1,44	2,49	2,08	6,02
<i>Forestiera angustifolia</i>	2,53	5,82	3,75	12,11	4,82	5,19	2,68	12,70	0,32	1,23	1,04	2,59
<i>Guaiacum angustifolium</i>	0,42	0,60	1,3	2,28	3,08	3,28	4,29	10,70	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Havardia pallens</i>	1,69	2,25	5,00	8,93	9,57	8,62	6,97	25,20	2,57	6,44	6,25	15,30
<i>Karwinskia humboldtiana</i>	2,11	0,23	2,50	4,85	0,54	0,08	1,07	1,69	0,32	0,14	1,04	1,50
<i>Leucophyllum texanum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	0,27	3,75	5,02	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Malpighia glabra</i>	0,84	0,37	2,50	3,71	0,00	0,00	0,00	0,00	2,25	0,63	3,13	6,01
<i>Mimosa monancistra</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,13	0,01	0,54	0,68	28,70	11,00	18,80	58,50
<i>Prosopis laevigata</i>	0,84	3,94	1,25	6,03	0,07	0,10	0,54	0,71	0,80	0,75	2,08	3,63
<i>Randia rhagocarpa</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,27	0,06	0,54	0,86	0,48	0,08	1,04	1,60
<i>Yucca filifera</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	9,52	0,54	10,30	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Zanthoxylum fagara</i>	2,95	3,05	3,75	9,76	2,48	3,26	2,15	7,88	16,90	20,70	10,40	48,00
<i>Ziziphus obtusifolia</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,33	0,17	1,07	1,58	2,25	0,83	2,08	5,16
Suma	100	100	100	300	100	100	100	300	100	100	100	300

A_r = Abundancia relativa; D_r = Dominancia relativa; F_r = Frecuencia relativa e IVI = Índice de Valor de importancia.

Los resultados de la presente investigación manifiestan que las actividades silvoagropecuarias modifican la presencia y peso ecológico de las especies, ya que existen especies como *Bernardia myricaefolia* que es muy abundante (43,01%) y frecuente (23,10%) en el área de ganadería pero no tiene presencia en agricultura y matarrasa. Los resultados de la presente investigación comparados con un ecosistema prístino como el evaluado por García y Jurado (2003) muestran diferencias en la presencia de especies, ya que las 4 especies más abundante de un ecosistema prístino son *Helietta parvifolia* (24,98%), *Gochnatia hypoleuca* (14,93%), *Acacia rigidula* (11,3%) y *Fraxinus greggii* (10,18%), de las cuales sólo *Acacia rigidula* se encuentra en el ecosistema prístino e impactados, las tres especies restantes no tienen presencia en áreas impactadas.

CONCLUSIONES

El empleo de las variables estructurales presentadas en esta investigación permitió describir satisfactoriamente el estrato leñoso del MET, por lo que se recomienda su uso para futuros análisis estructurales. Las diferentes actividades silvoagropecuarias del MET modifican la riqueza específica, diversidad, indicadores ecológicos. El ecosistema con historial de ganadería extensiva es el que presenta mayor riqueza y diversidad, debido a que no se desmontó en su totalidad y se encuentra en una etapa más dinámica, donde los individuos presentan una alta competencia por los recursos abióticos. Los resultados de la presente investigación comparados con un ecosistema prístino muestran diferencias en la presencia de especies, ya que de las 4 especies más abundantes de un ecosistema prístino solo una (*Acacia rigidula*) se encuentra en ecosistemas impactados.

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca otorgada al primer autor. Los autores agradecen a la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma de Nuevo León por las facilidades otorgadas en la realización y establecimiento de esta investigación, al Dr. Luis Rocha Domínguez por el apoyo en la identificación de las especies y a los estudiantes de ingeniería que apoyaron con las actividades del campo.

LITERATURA CITADA

- Alanís, E. 2006. Diversidad de especies arbóreas y arbustivas en áreas con distinto historial de uso antropogénico en el matorral espinoso tamaulipeco. Tesis de Maestría. FCF-UANL.
- Alanís, E., Jiménez, J., Aguirre, O. A., Treviño, J. E., Jurado, E. y M. A., González. 2008a. Efecto del uso del suelo en la fitodiversidad del matorral espinoso tamaulipeco. Revista Ciencia UANL 11(1):56-62.
- Alanís, E., Jiménez, J., Espinoza, D., Jurado, E., Aguirre, O. A. y M. A., González. 2008b. Evaluación del estrato arbóreo en un área restaurada post-incendio en el Parque Ecológico Chipinque. Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente 14(2):113-118.
- Camargo, S. L., y V. García. 2001. El género *Mimosa* L. (Fabaceae) y la restauración ecológica. Contactos (UAMI) 39:34-42.
- Canizales, P. A., Alanís, E., Aranda, R., Mata, J. M., Jiménez, J., Alanís, G., Uvalle, J. I. y M. G., Ruiz. 2009. Caracterización estructural del matorral submontano de la Sierra Madre Oriental, Nuevo León, México. Revista Chapingo serie Ciencias Forestales y del Ambiente . 15(2):115-120.
- Cantú, I. y H. González. 2005. Pérdidas por intercepción de la lluvia en tres especies de Matorral Submontano. Revista Ciencia UANL. 8: 80-85. pp.
- Clifford, H. & W. Stephenson. 1975. An introduction to numerica clasifcation, Academia Press, London.
- Diamond, D., Riskind, D. & S. Orzell. 1987. A framework for plant community classification and conservation in Texas. Texas Journal of Science 39:202-221.
- Espinoza, R. B. y J. J., Návar. 2005. Producción de biomasa, diversidad y ecología de especies en un gradiente de productividad en el matorral espinoso tamaulipeco del nordeste de México. Revista Chapingo Serie de Ciencias Forestales y del Ambiente 11(1):25-31.

- Flores, E., Frías, J. T., Jurado, P., Figueroa, J. D., Olalde, V. y A. G., Valdivia. 2006. Influencia del gatuño (*Mimosa monanctra* Benth) en la infiltración de agua y la cantidad de forraje en pastizales con diferente grado de disturbio en el altiplano central mexicano. *Técnica Pecuaria de México* 33(1):27-40.
- Flores, J. y E. Jurado. 2003. Are nurse-protégé interactions more common among plants from arid environments. *Journal of Vegetation Science* 14: 911-916.
- Foroughbakhch, R. y R. Peñaloza. 1988. Introducción de 10 especies forestales en el matorral del noreste de México. Reporte Científico No. 8, Facultad de Ciencias Forestales, UANL. 33 p.
- Foroughbakhch, R., Hernández, J., Alvarado, M., Céspedes, E., Rocha, E. & M. L., Cárdenas. 2009. Leaf biomass determination on woody shrub species in semiarid zones. *Agroforestry Systems* 77(3):181-192.
- García, J. F. & E. Jurado. 2003. Influence of plant cover on germination in matorral in north-eastern Mexico. *Forest Ecology and Management* 177: 11-16.
- González, H., Cantú S, I., Gómez M, M. & W. Jordán. 2000. Seasonal plant water relationships in *Acacia berlandieri*. *Arid Soil Research and Rehabilitation*. 14: 343-357.
- González, H., Cantú S, I., Gómez M, M. & R., Ramírez L. 2004. Plant water relations of thornscrub shrub species, north-eastern Mexico. *Journal of Arid Environments* . 58: 483-503 pp.
- González, M. 1985. El límite sur de la provincia biótica tamaulipeca. II Simposio Internacional sobre la provincia biótica tamaulipeca, UAT y UNAM. Resúmenes.
- González, M., Treviño, E. & E. Jurado. 1997. Diversidad florística de la vegetación secundaria en un área de matorral del noreste de México. *Journal International of Phytologia* 83(4):280-281.
- Heiseke, D. y R. Foroughbakhch. 1985. El matorral como recurso forestal: evaluación de 2 tipos de matorral en la región de Linares, N. L. Reporte Científico No. 1, Facultad de Ciencias Forestales, UANL. 33 p.
- Jiménez, J., Alanís, E., Aguirre, O., Pando, M. & M. A. González. 2009. Análisis sobre el efecto del uso del suelo en la diversidad estructural del matorral espinoso tamaulipeco. *Revista Madera y Bosques*. 15(3):5-20.
- Jurado, E. y N. Reid. 1989. Influencia de factores edáficos, topográficos y perturbaciones sobre el matorral espinoso tamaulipeco en Linares N.L. Reporte Científico No. 10, Facultad de Ciencias Forestales, UANL. Pp 4-5, 17-18.
- Jurado, E., Flores, F., Endress, A.G., Flores, M., Estrada, E. & M. Pando. 2006a. Seed Removal Rates Under Isolated Trees and Continuous Vegetation in Semiarid Thornscrub. *Restoration Ecology* 14(2): 204–209.
- Jurado, E., García, J.F., Flores, J. & E. Estrada. 2006b. Leguminous seedling establishment in Tamaulipan thornscrub of north-eastern Mexico. *Forest Ecology and Management* 221:133–139.
- Jurado, E., Aguirre, O., Flores, J., Nívar, J., Villalón, H. & D. Wester. 2000. Germination in Tamaulipan thornscrub of north-eastern Mexico. *Journal of Arid Environments* 46: 413-424.
- Jurado, E., Estrada, E. & A. Morales. 2001. Characterizing plant attributes with particular emphasis on seeds in Tamaulipas thornscrub in semi-arid Mexico. *Journal of Arid Environments* 48: 309-321.
- Magurran, A. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Science Ltd. Blackwell Publishing Company. Pp. 106-121.
- Medina, M. C. 1995. Fitodiversidad en relación al tamaño de fragmentos remanentes de matorral, en Linares, N. L. México. Tesis de Licenciatura. FCF-UANL 1-6 pp.
- Nívar, J., Nájera, J. & E. Jurado. 2001. Preliminary estimates of biomass growth in the Tamaulipas thornscrub in north-eastern Mexico. *Journal of Arid Environments* 47: 281-290.
- Nívar, J., Nájera, J. & E. Jurado. 2002. Biomass estimation equations in the tamaulipan thornscrub of north-eastern Mexico. *Journal of Arid Environments* 52: 167-179.

- Ramírez L, R., González R, H., Gómez M, M. & M. Pérez. 1999. Feed Value of Foliage from *Acacia rigidula*, *Acacia berlandieri* and *Acacia farnesiana*. Journal of Applied Animal Research 16: 23-32.
- Ramírez, R., González, H., Ramírez, R., Cerrillo, M. A. & A. S., Juárez. 2006. Seasonal trends of macro and micro in 10 browse species that grow in northeastern Mexico. Animal Feed Science and Technology 128:155-164.
- Rodríguez, R. 1994. Análisis de la fitodiversidad (Sinusias: arbórea y arbustiva) de dos comunidades de matorral espinoso tamaulipeco en Linares, Nuevo León, México. Tesis de Licenciatura, FCF-UANL. 113 p.
- Romero, G. 1999. Caracterización ecológica y definición de esquemas de muestreo en el matorral espinoso tamaulipeco del noreste de México. Tesis de Maestría, FCF-UANL.
- Rzedowski, J. 1981. Vegetación de México. Editorial Limusa. México. 432 p.
- Sariñana, R. A. 1999. Análisis de la fitodiversidad de estrato fisonómicamente dominante de 15 tipos de vegetación en Nuevo León, México. Tesis de maestría. FCF-UANL. Pp. 38-42.
- Semarnat. 2006. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. El medio ambiente en México 2005: En resumen, 2006. Disponible en: URL: <http://www.semarnat.gob.mx>
- Shannon, C. 1948. The mathematical theory of communication. The Bell System Technical Journal 27: 379-423.
- Zar, J. H. 1999. Biostatistical Analysis. fourth edition. Prentice-Hall, Upper Saddle River, New Jersey.



29. DISPERSIÓN DE SEMILLAS Y REGENERACIÓN TEMPRANA BAJO PLANTACIONES MADERABLES EN UN FRAGMENTO DE BOSQUE AMAZÓNICO EN GUAVIARE, COLOMBIA

Juan Camilo Muñoz¹; Nicolás Castaño² y Pablo Stevenson¹

¹Laboratorio de Ecología de Bosques Tropicales y Primatología, Departamento de Ciencias Biológicas, Universidad de los Andes.

²Investigador Programa Flora, Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas – SINCHI

juancamilo.m23@gmail.com, ncastano@sinchi.org.co, pstevens@uniandes.edu.co

RESUMEN

Se estudiaron los patrones de dispersión de semillas y regeneración temprana bajo plantaciones maderables de un bosque intervenido en la Estación Experimental del Trueno, Guaviare. La dispersión fue cuantificada durante tres meses mediante trampas de semillas y la regeneración de plántulas se cuantificó en parcelas pequeñas. Las trampas y parcelas estaban ubicadas en transectos perpendiculares al borde plantación-bosque. Se estudiaron dos tipos de plantación: una rectangular grande y cuatro en franjas dentro de una matriz de bosque. Se evaluó el efecto que tenían el síndrome de dispersión y el tamaño de las semillas dispersadas por animales.

La abundancia de la lluvia de semillas no se afectó por el paso plantación-bosque, y fue similar entre los transectos de la plantación rectangular ($3,25 \pm 4,70$ semillas \times m^{-2} \times dia^{-1}) y los de plantaciones en franja ($5,94 \pm 14,42$ semillas \times m^{-2} \times dia^{-1}). Los mismos efectos ocurrieron teniendo en cuenta la riqueza de especies de la lluvia de semillas. El índice de diversidad (Shannon-Wiener) por parcela de plántulas recientemente reclutadas tampoco se afectó por el paso plantación-bosque, pero fue mayor para los transectos de las plantaciones en franjas ($3,12 \pm 0,38$) que para los de la plantación rectangular ($2,69 \pm 0,39$). Esto mismo se comprobó con la riqueza de especies de plántulas. Con el paso plantación-bosque se encontraron diferencias en el reclutamiento de plántulas de acuerdo a su síndrome de dispersión (diferencias no encontradas en la lluvia de semillas), y de acuerdo al tamaño de sus semillas.

El papel que juegan los frugívoros en la regeneración parece muy importante a la escala espacial del estudio. Se propone que el establecimiento de plantaciones maderables a pequeña escala puede ser una buena forma de aprovechamiento sostenible para lugares intervenidos similares al sitio estudiado. Se sugiere que para este lugar, el reclutamiento de plántulas podría constituir una barrera a la regeneración mucho mayor que la dispersión de semillas, dado que se han mantenido altas las poblaciones de agentes dispersores animales.

Palabras clave: Sucesión vegetal, Regeneración temprana, Plantaciones maderables, Dispersión de semillas, Bosque tropical.

INTRODUCCIÓN

Varios factores limitan la regeneración de bosques tropicales y es necesario conocerlos para evaluar la mejor manera de restablecer ambientes degradados por intervención humana. Estos factores pueden afectar el proceso de regeneración en sus distintas etapas: la dispersión y germinación de semillas, así como el establecimiento, la supervivencia y crecimiento de las plántulas (Holl *et al.* 2000). Algunos de estos factores son la disponibilidad de semillas, la calidad de la dispersión (número, composición, lugar y estado sucesional donde llegan las semillas), las características edáficas de la zona intervenida (factores físico-químicos, microclimas, estrés hídrico y micorrizas), la remoción de semillas por depredadores, la competencia con especies establecidas, los disturbios y la herbivoría (Holl *et al.* 2000, Duncan & Chapman 2002).

Se ha propuesto el uso de plantaciones maderables como herramientas para atenuar las barreras que limitan la regeneración de los bosques (Lugo 1997, Lamb 1998, Parrota *et al.* 1997). Entre los beneficios catalizadores que las plantaciones podrían brindar se encuentran: generar una mayor complejidad estructural y mayor cantidad de recursos, lo que atraería mayor cantidad de dispersores y aumentaría la lluvia de semillas; mejorar las condiciones microclimáticas del sotobosque para favorecer el reclutamiento de plántulas que requieren distintas condiciones de temperatura, humedad y sombrío; mejorar la estructura y

fertilidad del suelo al crear capas de materia orgánica por la hojarasca de los árboles; disminuir la competencia de las plántulas bajo los doseles, especialmente con aquellas competidoras como gramíneas y helechos; y disminuir la probabilidad de disturbios como fuegos (Lugo 1997, Parrota *et al.* 1997).

Por las razones nombradas anteriormente, las plantaciones de árboles maderables han sido una de las estrategias más utilizadas para recuperar áreas degradadas o abandonadas, especialmente por el atractivo económico de las especies utilizadas. Sin embargo, algunos estudios han probado que bajo ciertas condiciones la regeneración natural puede ser una mejor estrategia para una restauración ecológica, ya que las plantaciones usualmente sólo ayudan a recuperar la capacidad productiva y poco hacen por el reestablecimiento de la biodiversidad (Lamb 1998). Las características que más se debaten acerca del uso de las plantaciones están relacionadas con los efectos negativos de los monocultivos: una baja biodiversidad, una menor estabilidad ecológica, una menor eficiencia en el uso de los recursos, un mayor desgaste de los componentes edáficos e hídricos, y el uso de especies exóticas (Lugo 1997). Es por esto que se ha propuesto el uso de plantaciones como herramientas de restauración solo bajo ciertas condiciones de alteración de los ecosistemas: zonas muy degradadas, muy extensas, muy alejadas de remanentes de vegetación, o dominadas por pastos (Murcia 1997, Lamb 1998). Además se han propuesto diferentes estrategias para el diseño de las plantaciones con el fin de equilibrar el conflicto que se genera entre la necesidad de productividad y la necesidad de restablecer el ecosistema alterado. Algunas de estas estrategias son: el uso de especies nativas, el uso de plantaciones embebidas en remanente de bosques, el uso de distintas especies en las plantaciones (plantaciones mixtas) y el permitir el desarrollo del sotobosque para obtener una plantación enriquecida (Lamb 1998).

De cualquier forma, el papel que juegan los cultivos en los procesos de regeneración debe ser evaluado para poder dar apoyo científico a los planes de restauración, tratando de identificar las particularidades propias de cada área geográfica y de cada cultivo usado como estrategia de regeneración. Si se logra un mejor entendimiento de los procesos y los limitantes que gobiernan la regeneración de un bosque intervenido se pueden proponer prácticas que atenúen las barreras y que agilicen y mejoren la regeneración de los bosques.

En el presente trabajo se estudió la dispersión de semillas y la regeneración temprana bajo dos diseños de plantaciones maderables en un bosque fragmentado del Guaviare, Colombia. El propósito principal consistía en evaluar el efecto de las plantaciones maderables en estos dos procesos iniciales de la sucesión, mediante su comparación con bosques contiguos. Los dos diseños de plantaciones que se evaluaron fueron: una en forma rectangular, con una mayor área intervenida, y cuatro franjas de enriquecimiento embebidas en una matriz de bosque. Las siguientes hipótesis fueron puestas a prueba: (1) Existen diferencias en la abundancia y diversidad, tanto de lluvia de semillas como de plántulas recientemente establecidas, entre las zonas con plantaciones y el bosque y, (2) la lluvia de semillas y la regeneración temprana es más abundante y diversa en plantaciones dispuestas de forma lineal embebidas en bosque, que en una plantación de diseño rectangular, dado que esta última tiene una mayor área intervenida y su contacto con bosque secundario es más reducido si se considera la relación perímetro-área.

MATERIALES Y MÉTODOS

SITIO DE ESTUDIO

El presente trabajo se realizó en la Estación Experimental “El Trueno” del Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas – SINCHI, ubicado en el Municipio el Retorno, departamento de Guaviare (2° 22' 28" N; 72° 41' 27" W). La temperatura promedio anual es de 25.7°C y la precipitación media anual es de 2.498 mm (IDEAM 2008, Estación Meteorológica de San José del Guaviare). La Estación “El Trueno” está ubicada en una zona altamente intervenida, rodeada por tierras que son utilizadas principalmente para la cría de ganado. El área interna está destinada para muchos fines relacionados con el estudio, la conservación y la propagación de especies vegetales de interés económico y de gran utilidad para las comunidades de la región, así como para el desarrollo de proyectos de investigación. Por esta razón, en la Estación se encuentran cultivos de distintas especies, principalmente frutales, palmas y maderables, con diferentes requerimientos de espacio para su establecimiento. Aparte de los cultivos, en la estación se encuentra un bosque que ha sido intervenido por la tala para sembrar cultivos y por efectos de borde a causa de la fragmentación. El fragmento tiene un área cercana a 136 ha (Zarate 2009). A pesar de que el bosque de la Estación es un fragmento reducido y considerablemente intervenido, la densidad de aves y mamíferos, especialmente primates es bastante alta, similar a otros sitios de tierras bajas en la Amazonia colombiana; por ejemplo, la densidad de monos churucos (*Lagothrix lagotricha*) es aproximadamente 50 ind/km² (Zarate 2009).

Las zonas que de estudio fueron: (1) una plantación rectangular de especies maderables y (2) cuatro franjas de enriquecimiento con especies maderables. La plantación rectangular está separada de la zona donde están las franjas por más de 200 metros de bosque. Todos los árboles de la plantación y de las franjas fueron sembrados en el año 1983 mediante el convenio COA-CONIF-CASAM. Tanto la plantación como las franjas son sometidas a rozas manuales con machete cada seis meses aproximadamente.

La plantación rectangular es un cultivo mixto de especies maderables con una disposición rectangular (72m x 54m). Cada especie se sembró en bloques de 6 x 6 individuos dispuestos a 3 m entre tallos, para un área de 324 m² por especie. Se consideraron cuatro especies: *Virola peruviana*, Myristicaceae), Macano (*Terminalia amazonia*, Combretaceae), Apeiba (*Apeiba sp.*, Tiliaceae) y Algarrobo (*Hymenaea sp.*, Fabaceae). Toda la plantación está completamente rodeada por bosque y el potrero más cercano se encuentra a una distancia mayor a 100 m.

Las franjas son cultivos donde sólo se siembra una línea de individuos de una especie en un transecto de aproximadamente 50 metros, con una distancia de 4 a 5 metros entre individuos. Todas las franjas fueron establecidas paralelamente, separadas entre ellas por una distancia aproximada de 10 metros. Las franjas son rozadas de 2 a 3 metros a cada lado de la línea de individuos, lo que deja un espacio de 4 a 6 metros de bosque entre las franjas. Este espacio de bosque no es intervenido de ninguna manera. Se estudiaron tres franjas sembradas con Abarco (*Cariniana pyriformis*, Lecythidaceae) y una franja sembrada con Roble Ocobo (*Tabebuia rosea*, Bignoniaceae). La zona de franjas está en una matriz de bosque y la distancia al potrero más cercano es de aproximadamente 50 metros.

TRAMPAS DE SEMILLA

Para cuantificar la lluvia de semillas se instalaron 80 trampas de semilla de 0.64 m x 0.64 m (0.41 m²) y 16 cm de profundidad colgadas a 1 m de altura. Se dispusieron en 8 transectos de 100 metros (1 trampa cada 10 metros) cuyo centro se encontraba en el borde plantación-bosque. De esta manera, para cada transecto, 5 trampas quedaban en la plantación y 5 en el bosque contiguo. Se ubicaron 4 transectos en la plantación rectangular y 4 en las franjas (1 transecto por franja). En estos casos, la línea de trampas corría bajo la línea de árboles de la franja y el borde con el bosque se definía 5 metros más allá del último individuo de la franja. Las trampas estaban hechas de muselina con poro de 0.5 mm. Fueron colgadas con pita atada a troncos de árboles cubierta de vaselina para evitar depredación por hormigas.

Las trampas se revisaron cada 15 días durante 80 días en el período Septiembre 1-Noviembre 19, 2007. Las semillas eran separadas del material vegetal que caía en las trampas (como restos de hojas, flores y troncos), luego eran guardadas en bolsas de papel y secadas al sol durante tres días. Las bolsas que no se podían secar por las condiciones climáticas fueron conservadas en alcohol y posteriormente secadas en horno a 60°C durante 5 días. Las semillas fueron analizadas en laboratorio con ayuda de un estereoscopio, separadas por morfo-especie y contadas por cada muestra. Fueron identificadas al nivel taxonómico más específico posible en las instalaciones del Herbario Amazónico Colombiano (COAH). Se describió la lluvia de semillas en términos de abundancia (# semillas x m⁻² x día⁻¹) y riqueza de especies (# de especies de semillas x m⁻² x día⁻¹). Se hizo una clasificación teniendo en cuenta si las semillas eran dispersadas por animales o abióticamente (ej. por viento).

PARCELAS DE VEGETACIÓN

Para cuantificar la regeneración temprana se establecieron 80 parcelas de vegetación de 2x2 metros (4 m²) dispuestas en los mismos transectos de las trampas de semilla, de tal forma que al lado de cada parcela se encontraba una trampa. Dentro de cada parcela se identificaron las plántulas y hierbas de DAP menor a 1 cm. Las plántulas que acababan de germinar y sólo tenían las hojas cotiledóneas no fueron tenidas en cuenta. Se hizo una distinción entre plántulas recién reclutadas y plántulas de rebrote. Con el fin de no tener sesgos por individuos que existieran mucho antes de las rozas, al momento de los análisis sólo se consideraron las plántulas reclutadas recientemente. Para ayudar a la identificación de las plántulas se realizó una colección de referencia. Los especímenes eran catalogados a morfo-especie en campo y se colectaba una muestra para ayudar a su determinación al nivel taxonómico más específico posible.

Para describir la regeneración temprana se calculó la abundancia (# individuos x m⁻²), la riqueza de especies (# especies x m⁻²) y el índice de diversidad de Shannon-Wiener por parcela. Se realizó una distinción de las plántulas según el síndrome de dispersión (zoocórico o abiótico). Para aquellas plántulas dispersadas por animales y que fueron identificadas a un nivel taxonómico donde se pudiera inferir el tamaño de la semilla, se hizo la siguiente clasificación según su tamaño: pequeñas: ancho <5 mm, medianas: 5 mm < ancho <10 mm, y grande 10 mm < ancho (Stevenson & Aldana 2008).

ANÁLISIS ESTADÍSTICOS

A todas las variables se les hizo una prueba de normalidad para continuar con los análisis paramétricos. Cuando no se ajustaban a una distribución normal, se realizó una transformación matemática sobre la que se pudieran realizar las pruebas de hipótesis. Los estadísticos descriptivos se presentan como la media \pm desviación estándar. Los análisis se consideraron significativos con un criterio de $\alpha = 0,05$. Es importante señalar que las unidades de análisis, trampas y parcelas, no son igualmente independientes entre ellas por lo que no pueden considerarse réplicas reales y la inferencia estadística que se haga sobre ellas, está sujeta al hecho que sólo se estudió una plantación rectangular y cuatro franjas. Por esta misma razón, el factor diseño de la plantación puede no ser lo suficientemente explicativo, ya que las generalizaciones que se hagan sobre él pueden ser causadas efectivamente por el diseño de la plantación, como también, por cualquier otro factor que varíe entre la zona de la plantación rectangular y las franjas.

Para evaluar el efecto del diseño de la plantación sobre las variables de dispersión y regeneración, se realizaron análisis de covarianza (ANCOVA), con la distancia del transecto como covariable. Para evaluar si un patrón diferente se generaba cuando se tenía en cuenta el síndrome de dispersión, se realizaron otros análisis de covarianza con el síndrome de dispersión y el diseño de la plantación como factores, y se evaluó su interacción. A la variable tamaño de la semilla no se le pudo realizar una transformación para realizar la prueba paramétrica, por lo cual se probó su efecto sobre la regeneración mediante análisis de correlación de Pearson con la distancia de los transectos.

RESULTADOS

LLUVIA DE SEMILLAS

El total de las semillas colectadas fue de 12057, para una abundancia promedio de $4,59 \pm 10,74$ semillas \times m^{-2} \times $día^{-1}$. La riqueza promedio encontrada fue $0,22 \pm 0,07$ especies de semillas \times m^{-2} \times $día^{-1}$. Durante todo el periodo de muestreo se encontraron 59 morfoespecies de semillas, algunas de las cuales no estaban igualmente representadas a través del tiempo (especialmente aquellas semillas dispersadas por viento que fueron más abundantes en septiembre durante la época seca). Las familias con mayor número de morfoespecies que cayeron en trampas fueron: Urticaceae (5), Fabaceae (3), Rubiaceae (3), Piperaceae (3) y Solanaceae (3). Las especies más abundantes fueron: *Piper sp. 1.* (3853), *Cecropia sp. 1* (2105) y *Miconia sp.* (1963).

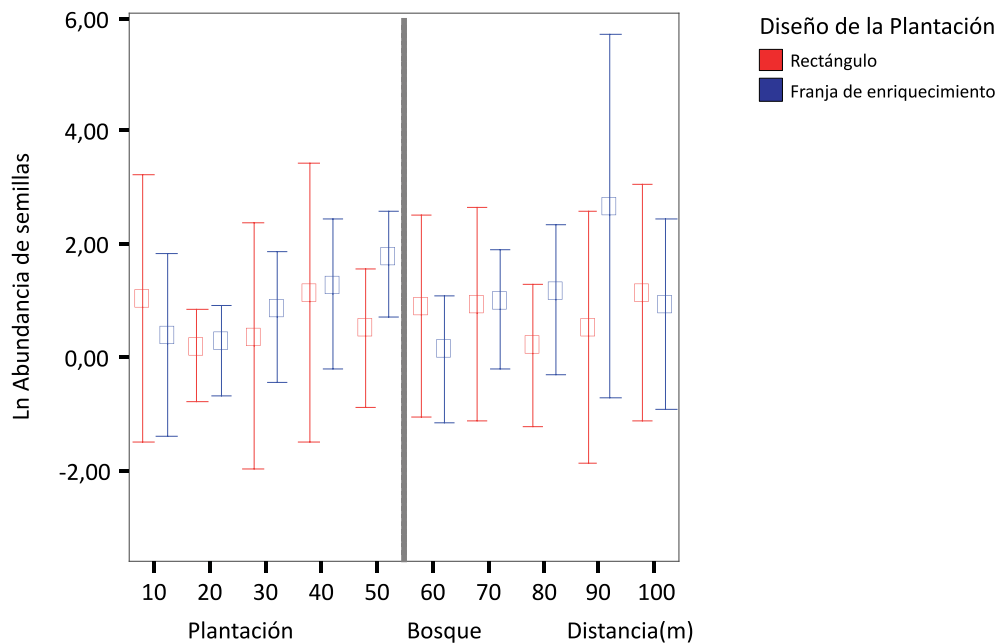


Figura 1. Logaritmo natural del número de semillas recolectadas (# semillas \times m^{-2} \times $día^{-1}$) en las trampas, en función de la distancia en el paso plantación-bosque.

La lluvia de semillas en los transectos de la plantación rectangular fue $3,25 \pm 4,70$ semillas $\times m^{-2} \times dia^{-1}$ y en los transectos de las franjas de enriquecimiento fue $5,94 \pm 14,42$ semillas $\times m^{-2} \times dia^{-1}$. La distancia en el transecto (paso de la plantación al bosque) no tuvo un efecto en la abundancia de semillas ($F=2,66$, $p=0,11$), ni tampoco lo tuvo el diseño de la plantación ($F=0,22$, $p=0,64$), ni la interacción entre ambos factores ($F=1,71$, $p=0,19$). La lluvia de semillas es similar entre la plantación rectangular y las franjas de enriquecimiento, y al parecer el paso plantación-bosque no afecta la cantidad de semillas dispersadas en ninguno de los dos diseños (Figura 1).

El número de semillas dispersadas por animales fue $4,10 \pm 10,57$ semillas $\times m^{-2} \times dia^{-1}$ (89,44% del total de semillas) y el número de semillas dispersadas por viento fue $0,48 \pm 0,86$ semillas $\times m^{-2} \times dia^{-1}$ (10,56% del total de semillas). La distancia (paso de la plantación al bosque) no tiene un efecto diferencial dependiendo si la semilla es dispersada por animales o si es dispersada por viento ($F=1,29$, $p=0,26$). Sin embargo, la diferencia que existe entre el número de semillas dispersadas por animales y el número de semillas dispersadas por viento, es significativamente mayor para las franjas que para la plantación en rectángulo ($F=14,88$, $p<0,001$) (Figura 2).

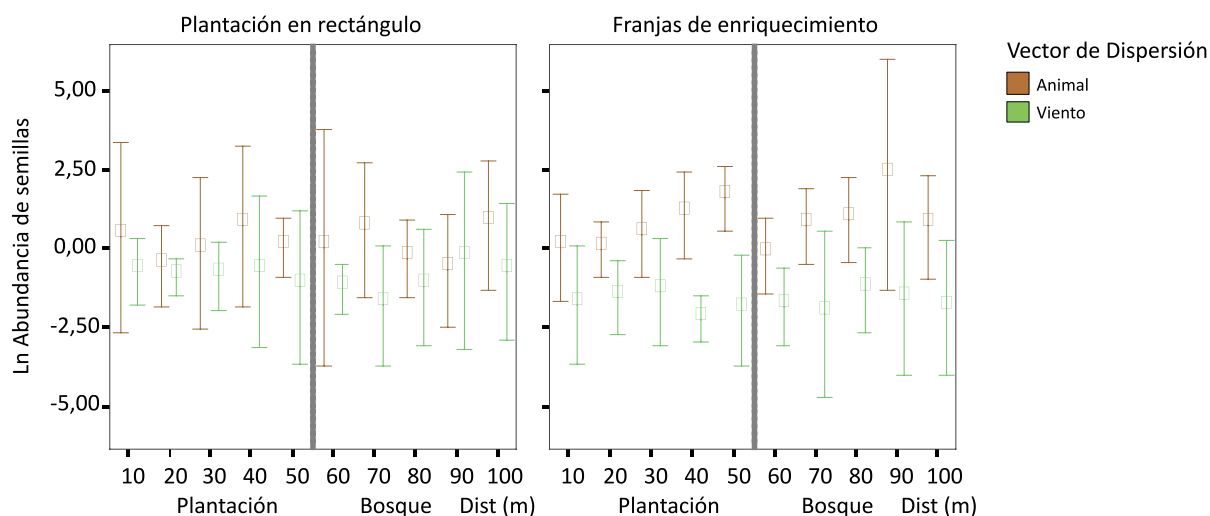


Figura 2. Logaritmo natural del número de semillas recolectadas ($\#$ semillas $\times m^{-2} \times día^{-1}$) en las trampas en función de la distancia en el paso plantación-bosque.

REGENERACIÓN TEMPRANA

Se encontraron 312 morfo-especies de plántulas en total, de las cuales 172 eran compartidas entre parcelas de cultivo y parcelas de bosque, 74 exclusivas a los cultivos y 66 exclusivas al bosque. Del total de individuos en las parcelas de cultivo, las familias más representadas fueron: Fabaceae (13,32%), Moraceae (8,95%), Poaceae (8,61%), Urticaceae (8,17%) y Burseraceae (5,23%). En las parcelas de bosque, las familias más representadas fueron: Fabaceae (14,51%), Urticaceae (9,33%), Moraceae (8,76%), Sapotaceae (7,44%) y Burseraceae (5,72%).

El índice de diversidad (Shannon-Wiener) por parcela de plántulas recientemente reclutadas en los transectos de las franjas de enriquecimiento fue $3,12 \pm 0,38$, y en los transectos de la plantación rectangular fue $2,69 \pm 0,39$. El análisis de covarianza controlando el efecto del diseño de la plantación reveló que para el índice de diversidad existe un efecto del diseño ($F = 21,24$, $p < 0,001$), pero no de la distancia ($F = 0,01$, $p = 0,92$), ni de la interacción de los dos factores ($F = 3,86$, $p = 0,053$). Lo mismo sucede con la riqueza de especies: un efecto del diseño ($F = 34,22$, $p < 0,001$), pero no de la distancia ($F = 0,12$, $p = 0,73$), ni de la interacción ($F = 3,34$, $p = 0,07$). Las franjas de enriquecimiento tienen una mayor riqueza y diversidad que la plantación rectangular, y este efecto es independiente de la distancia (paso plantación-bosque) (Figura 3).

El número de plántulas recientemente establecidas que fueron dispersadas por animales fue de $11,02 \pm 7,19$ plántulas $\times m^{-2}$, y que fueron dispersadas por factores abióticos de $2,94 \pm 1,72$ plántulas $\times m^{-2}$. Existe un efecto de la distancia sobre el número de plántulas recientemente reclutadas dependiendo si fueron dispersadas por animales o por factores abióticos ($F = 7,80$, $p = 0,006$). Al parecer, a medida que se pasa de la plantación al bosque, la proporción de plántulas que fueron dispersadas por animales es mayor, mientras que, la proporción de plántulas dispersadas por factores abióticos es menor (Figura 4). La diferencia

en el número de plántulas dispersadas por animales y el número de plántulas dispersadas por viento fue similar entre las franjas y la plantación en rectángulo ($F = 0.95$, $p = 0.33$).

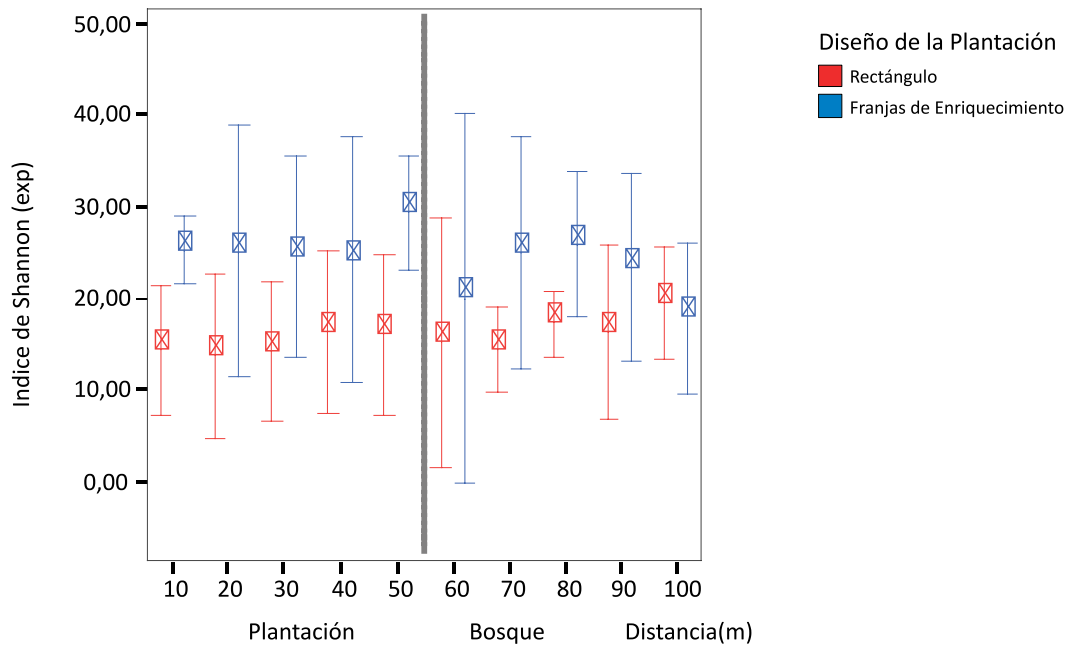


Figura 3. Índice de Shannon-Wiener (transformado exponencialmente) de la diversidad de plántulas encontradas en las parcelas de 2x2 en función de la distancia en el paso plantación-bosque.

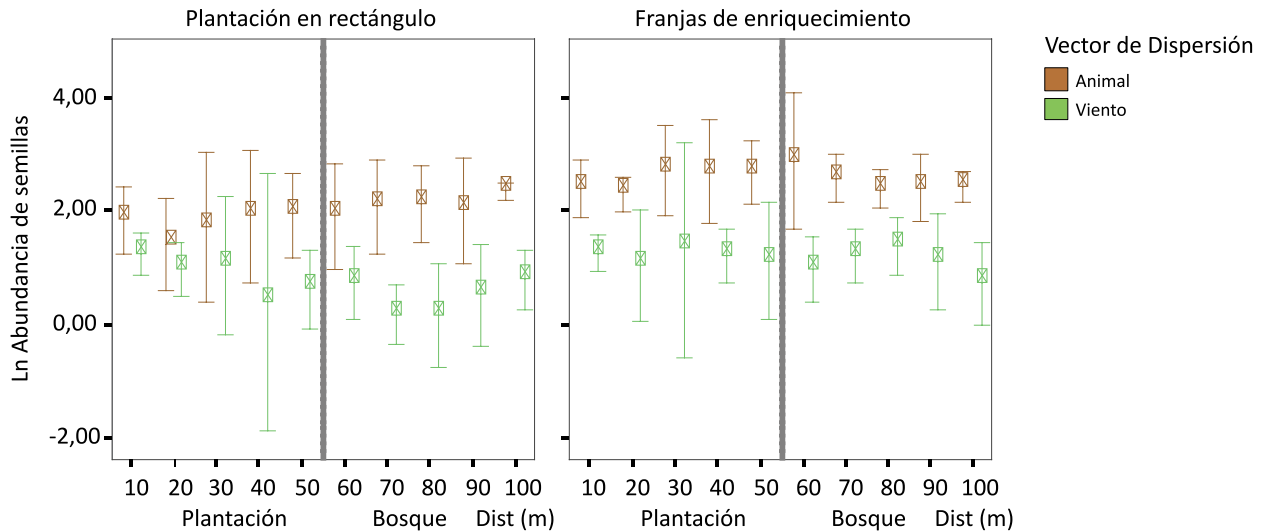


Figura 4. Logaritmo natural del número de plántulas (número de plántulas $\times m^{-2}$) encontradas en las parcelas de 2x2 en función de la distancia en el paso plantación-bosque.

El número de plántulas de semilla pequeña fue 8.17 ± 5.86 por parcela, de plántulas de semilla mediana fue 15.82 ± 9.81 por parcela, y de plántulas de semilla grande fue 4.14 ± 3.99 por parcela. El número de plántulas de semilla grande se correlaciona positivamente con la distancia ($r = 0.30$, $p = 0.007$), el número de plántulas de semilla pequeña tiene una correlación negativa con la distancia marginalmente significativa ($r = -0.21$, $p = 0.059$) y el número de plántulas de semillas mediana no tiene correlación con la distancia ($r = 0.11$, $p = 0.34$). Al parecer a medida que se pasa de la plantación al bosque, el número de plántulas de semilla grande recientemente reclutadas es mayor, mientras que el número de plántulas de semilla pequeña recientemente reclutadas es menor (Figura 5).

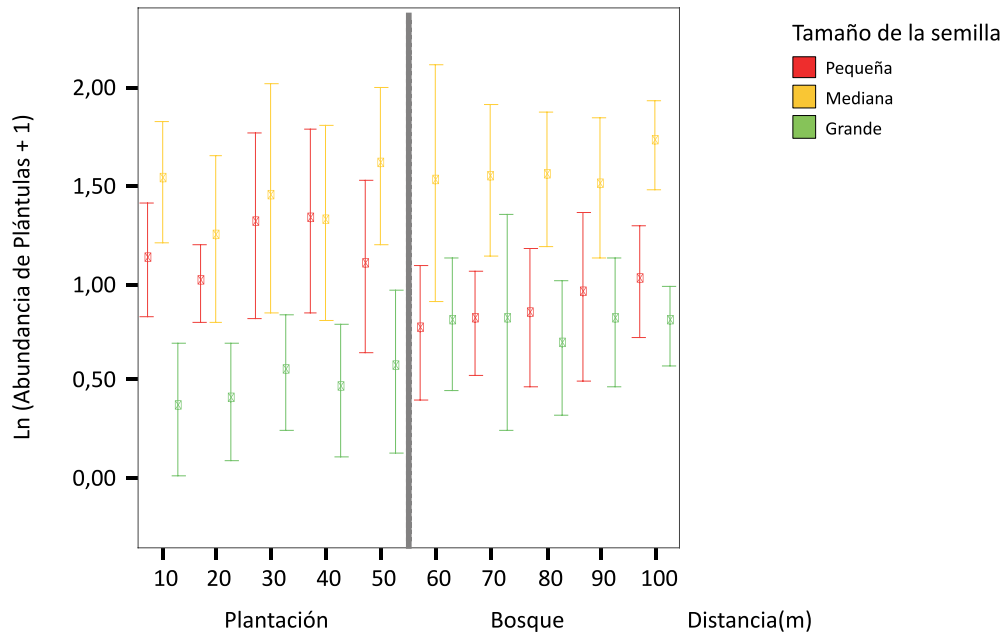


Figura 5. Número de plántulas (plántulas \times m^2 , con la transformación logaritmo natural + 1) encontradas en las parcelas de 2x2 en función de la distancia en el paso plantación-bosque.

DISCUSIÓN

DISPERSIÓN DE SEMILLAS

A pesar del corto periodo de tiempo de muestreo, la lluvia de semillas se caracterizó por una abundancia y una riqueza considerablemente altas, comparable con otros estudios sobre dispersión de semillas en lugares intervenidos en bosques tropicales (Estrada-Villegas *et al.* 2007, Zamora & Montagnini 2007). No obstante, en el presente estudio se realizó un conteo de semillas más exhaustivo, tratando de incluir semillas que por su pequeño tamaño pasan desapercibidas sino se observan con ayuda de estereoscopio. Por esta razón, se debe ser precavido en la interpretación de los resultados obtenidos para lluvia de semilla, ya que los patrones que se encontraron están más ligados a especies de plantas con semillas pequeñas. De todas maneras, la gran abundancia en la lluvia de semillas resulta interesante para un bosque fragmentado, y considerando que la mayoría de semillas encontradas son dispersadas por animales, parece evidente su relación con la densidad alta de frugívoros del fragmento. El patrón de gran abundancia de la lluvia de semillas de algunas especies como *Cecropia* sp. y *Piper* sp., que se mantuvo relativamente constante tanto temporal como espacialmente, sugiere que el papel de los dispersores en el lugar de estudio es bastante importante y que probablemente está moldeado por la fragmentación del bosque y la densidad en la que se encuentran.

El patrón de distribución de la abundancia de semillas y de riqueza de semillas a través de la transición plantación-bosque parece contradecir la hipótesis que las plantaciones tienen un efecto notorio sobre el proceso de dispersión. La lluvia de semilla fue relativamente similar entre plantaciones y bosque y, similar también entre la plantación en rectángulo y las franjas de enriquecimiento. Más aún, ese patrón se mantuvo incluso si se hace una diferenciación entre semillas dispersadas por animales y semillas dispersadas por viento. Esto sugiere que en este sistema particular de estudio, con plantaciones en áreas pequeñas, una matriz de bosque en buen estado de conservación y abundantes dispersores, los sistemas de cultivo no afectan la distribución o la movilidad de los frugívoros. Por lo tanto, los dispersores pueden estar en las plantaciones tanto como el bosque secundario. Por otro lado, se encontró que la diferencia que existe entre el número de semillas dispersadas por animales y el número de semillas dispersadas por viento es significativamente mayor para las franjas, que para la plantación en rectángulo. Esto potencialmente evidenciaría que los animales utilizaron más la zona de las franjas, por lo menos en el periodo de estudio.

Los resultados encontrados sugieren que la dispersión de semillas no es una barrera para el proceso de regeneración en el lugar de estudio y que el proceso es comparable entre el bosque y las plantaciones. Esto apoyaría a la tesis que aboga por el uso de plantaciones en áreas pequeñas como herramientas de restauración y que, como para este caso, su establecimiento no afecta considerablemente la dispersión de semillas. Sin embargo, se requiere hacer estudios comparativos donde se evalúe el efecto de la densidad de frugívoros y del grado de fragmentación del lugar, ya que para el lugar estudiado parecen factores determinantes.

REGENERACIÓN TEMPRANA

La afinidad florística, la abundancia, la riqueza de especies y el índice de diversidad de las plántulas fueron similares entre las parcelas de plantación y las parcelas de bosque. Este es un resultado interesante si se tiene en cuenta que las características de los dos ambientes son considerablemente diferentes, especialmente en el grado de luminosidad y en la cobertura de herbáceas. Aunque estas variables no fueron cuantificadas, resultaba evidente que las plantaciones tenían una mayor entrada de luz y que el sotobosque estaba dominado por herbáceas, particularmente individuos del género *Olyra*. Y si se realiza una comparación entre la plantación rectangular y las franjas, parece claro también que las franjas tienen un dosel más cerrado y que por ello la entrada de luz es menor y la cobertura de herbáceas se reduce, aunque no tanto como en el bosque. Esto sugiere que las diferencias en el grado de luminosidad y cobertura de herbáceas a la escala del transecto, parecen no tener un efecto notorio sobre el proceso de reclutamiento.

Al igual que para la dispersión de semillas, los patrones de distribución de la riqueza de plántulas y del índice de diversidad de Shannon-Wiener en función de la distancia en la transición plantación-bosque parecen apoyar la hipótesis que no existe un efecto notorio de la transición plantación-bosque sobre el proceso de regeneración. Sin embargo, y contrario a los resultados de dispersión de semillas, la riqueza y diversidad de plántulas fue mayor para los transectos que se encontraban en las franjas de enriquecimiento que para los transectos en la plantación rectangular, independientemente del efecto de la distancia (paso plantación-bosque). Esto podría implicar que el diseño de la plantación tiene un efecto sobre la regeneración, pero los resultados deben ser cuidadosamente interpretados debido a la falta de réplicas. Es posible, que las franjas de enriquecimiento sean más ricas y diversas, debido a otro factor que varíe entre la zona de la plantación rectangular y la zona de las franjas. Sin embargo, dadas las notorias diferencias que existen entre la plantación rectangular y las franjas y, que la distancia que las separa no es considerablemente grande, se sugiere que la forma de la plantación sí tiene un efecto sobre la regeneración.

Al contrario que para la dispersión de semillas, cuando se categorizaron las plántulas según su tipo de dispersión, animal o abiótico, se encontró que el paso plantación-bosque tenía un efecto diferencial sobre la abundancia de los dos tipos. Al parecer, mientras se interna en el bosque es mayor la cantidad de plántulas que fueron dispersadas por animales y es menor la cantidad de plántulas que fueron dispersadas por factores abióticos. Comparando estos resultados con los de dispersión de semillas, se podría concluir que las semillas anemocóricas, que usualmente son más pequeñas, tienen un mayor éxito de reclutamiento bajo el dosel de las plantaciones, donde encuentran un ambiente más iluminado. Por otro lado, las semillas zoocóricas son más reclutadas bajo el dosel del bosque, y además, su éxito también depende del tamaño de las semillas. Las semillas pequeñas transportadas por animales tienen mayor probabilidad de ser reclutadas debajo de los árboles de las plantaciones, y las semillas grandes debajo de los árboles del bosque. Esto estaría de acuerdo con lo esperado según las etapas en el proceso de regeneración. Las semillas pequeñas son representativas de los estadios sucesionales iniciales, típicas de especies pioneras, y es de esperar que se encuentren en la regeneración temprana bajo las plantaciones, donde las condiciones son más favorables para este tipo de especies. Por otro lado, las semillas grandes son representativas de bosque maduro, donde encuentran un ambiente más sombreado y estable para su reclutamiento (Foster & Janson 1985). Para estas últimas, es mayor el tiempo que les toma para llegar a zonas de disturbio en una sucesión natural, e incluso, en las mejores condiciones de dispersión, su arribo a lugares muy intervenidos puede tomar largos periodos, debido a su dispersión limitada (Wunderle 1997).

RELACIÓN ENTRE LA DISPERSIÓN DE SEMILLAS Y LA REGENERACIÓN TEMPRANA

No se encontró una afinidad entre los géneros de semillas que cayeron en las trampas y los géneros de las plántulas recientemente establecidas. Esto podría ser el resultado de la estacionalidad en la producción de propágulos que genera patrones temporales diferentes para los procesos de dispersión y reclutamiento en la composición florística del lugar. A pesar que no se encontraron correlaciones significativas entre las variables que miden la dispersión de semillas y aquellas que miden la regeneración para todo el conjunto de datos, hay un patrón que se genera cuando se categoriza de acuerdo al diseño de la plantación. Resulta evidente que la distribución de la riqueza de lluvia de semillas es muy similar entre la plantación rectangular y las franjas de enriquecimiento, mientras que la distribución de la riqueza de plántulas es mucho mayor para las franjas. Este resultado podría reflejar que existe un limitante que evita la eficacia del establecimiento de las plántulas en la plantación rectangular comparado con el establecimiento en las franjas y, que a lo mejor, puede estar relacionado con algún factor que varíe entre los dos diseños de plantación, como la composición del suelo o el grado de luminosidad. Por este resultado se concluye que el proceso de regeneración en el sitio de estudio está más afectado por factores que intervienen en el reclutamiento de plántulas y no por factores que alteren la dispersión de semillas.

CONCLUSIONES

Las plantaciones maderables del lugar de estudio, con especies nativas y que ocupan áreas pequeñas, no tienen un efecto marcado sobre la abundancia y riqueza de semillas dispersadas, ni sobre la riqueza y diversidad de las plántulas recientemente reclutadas.

El diseño de la plantación, en rectángulo o en franjas, no afecta los patrones de dispersión de semillas a la escala estudiada, pero al parecer sí afecta el reclutamiento de plántulas. Este resultado debe ser corroborado con un estudio replicado.

El papel que juegan los frugívoros en la dispersión de semillas dentro del bosque fragmentado es bastante importante, y este papel no se ve modificado por las plantaciones maderables del tamaño estudiado.

Dado los resultados de este trabajo, se puede proponer a las plantaciones maderables a pequeña escala y con especies nativas como herramientas de aprovechamiento sostenible que no alteran el proceso de sucesión, por lo menos con respecto a la dispersión de semillas y la regeneración temprana.

AGRADECIMIENTOS

Al Instituto Sinchi, por su apoyo en la fase de campo, especialmente a Mauricio Zubieta por su colaboración para permitir desarrollar este proyecto en la Estación Experimental El Trueno. A todo el personal de la Estación que nos brindó todo el soporte necesario durante la estadía en campo. A Adolfo Amézquita, por su acompañamiento al desarrollo del estudio, especialmente en la concepción el diseño experimental y los análisis estadísticos.

LITERATURA CITADA

- Duncan, S. & C. Chapman. 2002. Limitations of Animal Seed Dispersal for Enhancing Forest Succession on Degraded Lands. En: *Seed Dispersal and Frugivory: Ecology, Evolution and Conservation*. Levey D., Silva W. & Galetti M. editores. *International*. 437-450.
- Estrada-Villegas, S., Perez-Torres, J. & P. Stevenson. 2007. Dispersión de Semillas por Murciélagos en un Borde de Bosque Montano. *Ecotropicos* Vol 20, No 1: 1-14.
- Foster, S. & C. Janson. 1985. The Relationship between Seed Size and Establishment Conditions in Tropical Woody Plants. *Ecology* Vol 66, No 3: 773-780.
- Holl, K., Loik, M., Lin, E. & I. Samuels. 2000. Tropical Montane Forest Restoration in Costa Rica: Overcoming Barriers to Dispersal and Establishment. *Restoration Ecology* Vol 8, No 4: 339-349.
- IDEAM (Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales). 2008. Atlas Climatológico de Colombia. Documento consultado en la red el 23 de Enero de 2008. Dirección: <http://www.ideam.go.co>
- Lamb, D. 1998. Large-scale Ecological Restoration of Degraded Tropical Forest Lands: The Potential Role of Timber Plantations. *Restoration Ecology* Vol 6, No 3: 271-279.
- Lugo, A. 1997. The Apparent Paradox or Reestablishing Species Richness on Degraded Lands on Tree Monocultures. *Forest Ecology and Management* 99: 9-19.
- Murcia, C. 1997. Evaluation of Andean Alder as a Catalyst for the Recovery of Tropical Cloud Forests in Colombia. *Forest Ecology and Management* 99: 163-170.
- Parrota, J., Turnbull, J. & N. Jones. 1997. Catalyzing Native Forest Regeneration on Degraded Tropical Lands. *Forest Ecology and Management* 99: 1-7.
- Stevenson, P. & A., Aldana. 2008. Potential Effects of Forest Fragmentation and Ateline (Primates) Extinction on Plant Diversity and Composition in the Eastern Orinoco Basin, Colombia. *International Journal of Primatology* Vol 29, No 2: 365-377.
- Wunderle, J. 1997. The Role of Animal Seed Dispersal in Accelerating Native Forest Regeneration on Degraded Tropical Lands. *Forest Ecology and Management* 99 : 223-235.

Zamora, C. & F. Montagnini. 2007. Seed Rain and Seed Dispersal Agents in Pure and Mixed Plantations of Native Trees and Abandoned Pastures at la Selva Biological Station, Costa Rica. *Restoration Ecology* Vol 15, No 3 : 453-461.

Zarate, D. 2009. Primer Estudio de Estrategias Ecológicas de Monos Churucos (*Lagothrix lagotricha*) en Bosques Fragmentados (Guaviare, Colombia). Tesis de Maestría en Ciencias Biológicas, Universidad de los Andes.



30. AVANCES EN LA REHABILITACIÓN ECOLÓGICA DE LA CÁRCAVA MONTE CALDERA, SAN LUIS POTOSÍ

Juan Armando Sinisterra Reyes¹, Zoraida Calle Díaz¹, Enrique Murgueitio Restrepo¹,
Manuel Sánchez Hermosillo², Gerardo Rodríguez Celestino²

¹ CIPAV – Centro para la Investigación en Sistemas Sostenibles de Producción Agropecuaria, Cali, Colombia

² SEDARH - Secretaría de Desarrollo Agropecuario y Recursos Hidráulicos, San Luis Potosí, México

RESUMEN

El 64% de los suelos de México presentan problemas de degradación causados principalmente por la erosión hídrica. Entre estos problemas se destaca la formación de cárcavas por el grado de severidad y la dificultad para restablecer la estructura, función, dinámica y resiliencia de las áreas afectadas. El proyecto Avances en la rehabilitación ecológica de la cárcava Capitán Caldera fue llevado a cabo en la microcuenca Monte Caldera (2.070-2.420 msnm), municipio Cerro de San Pedro por CIPAV y la SEDARH (Secretaría para el Desarrollo de la Agricultura y los Recursos Hídricos de San Luis Potosí), México. La región de la Sierra de Álvarez es un ecosistema templado seco, con pendientes de 6-20% y precipitación de 400 mm año⁻¹. La degradación histórica del área está relacionada con varios siglos de minería de oro y plata, ganadería extensiva con sobrepastoreo y quemas, y la extracción completa de la madera. El paisaje actual tiene cárcavas remontantes muy profundas, extensas y ramificadas. El sitio había sido intervenido con cientos de kilómetros de terrazas de piedra en curvas de nivel, pero a pesar de desacelerar la erosión hídrica, no se recuperó la vegetación. La aproximación a la restauración del área se basó en obras biomecánicas para frenar el crecimiento de las cárcavas y la siembra de núcleos de vegetación nativa. La amplia utilización de la flora local se fundamentó en el conocimiento ecológico ancestral de los pobladores del área, que permitió incorporar adecuadamente 11 especies de plantas nativas en el diseño de la restauración. Entre las innovaciones técnicas aplicadas se destaca utilización de piedra y plantas del desierto de altura para el sellado de los remontes de las cárcavas y la elaboración de trinchos, disipadores de energía y barreras piro-resistentes con especies autóctonas.

Palabras clave: erosión severa, cárcavas, estructuras biomecánicas, trinchos.

INTRODUCCIÓN

La restauración ecológica concebida en un sentido amplio abarca prácticamente todo el espectro de intervenciones que favorecen la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido (SER 2004). Sin embargo, cuando la intervención busca recuperar la estructura y función del ecosistema sin que el objetivo sea retornar a unas condiciones históricas pre-disturbio ésta se puede catalogar en forma más conservadora como *rehabilitación ecológica*. El trabajo que se describe a continuación desaceleró un proceso activo y muy avanzado de erosión en condiciones ambientales extremas con el fin de recuperar las funciones ecológicas del sitio y favorecer la conectividad en el paisaje, principalmente con algunos relictos bien conservados de bosque de encino (*Quercus* spp.). La estrategia de restauración que se aplicó en el sitio se centró en detener el crecimiento de una serie de cárcavas mediante estructuras biomecánicas sencillas y aumentar la densidad de núcleos de vegetación nativa.

ÁREA DE TRABAJO

El trabajo se desarrolló en la cárcava Capitán Caldera, situada en un área montañosa severamente erosionada del municipio de Cerro de San Pedro, al centro del estado de San Luis Potosí, México. La cárcava hace parte de la microcuenca Monte Caldera, próxima al Área de Protección de Fauna y Flora Sierra de Álvarez, una región de reconocido valor para la conservación de la biodiversidad por la presencia de bosques de encino dominados por las especies *Quercus crassifolia* y *Q. coccolobifolia* (Castillo *et al.* 2008, Rzedowski 1978 y 1961).

El área de trabajo va desde 2.070 hasta 2.420 msnm. De acuerdo con la clasificación de Koppen, el ecosistema corresponde al tipo semiseco templado con lluvias en verano (Bskw) y una marcada variabilidad climática a lo largo del año. El total de lluvias supera ligeramente los 400 mm año⁻¹. Entre mayo y octubre la temperatura oscila entre 9 y 27°C con un promedio de lluvias

de 350 mm. Entre noviembre y abril, la temperatura varía entre 3 y 21°C, con presencia de heladas, vientos fríos y secos y una precipitación media de 75 milímetros (Castillo 2007, CONAFOR 2007, Torres & Sierra 2003).

Predominan los terrenos ondulados con pendientes de 6-20%. La microcuenca vive un proceso milenario de transformación aluvial del relieve, producto de la erosión natural de las rocas originarias constituidas por gravas, arenas y arcillas. La erosión natural se agrava por el uso pecuario continuado de estas tierras marginales y ecológicamente frágiles (CONAFOR 2007).

Según la Comisión Técnica para la Estimación de los Coeficientes de Agostadero (COTECOCA), la microcuenca Monte Caldera conserva solo algunos relictos de vegetación natural, que incluyen fragmentos de matorral espinoso, nopaleras, chaparral, bosque natural latifoliado y bosque de coníferas (encino y enebro). La vegetación que cubre las áreas de uso pecuario está constituida principalmente por pastizales naturales de navajita azul *Bouteloua gracilis* (Willd. ex Kunth) Lag. ex Griffiths y banderilla *Bouteloua curtipendula* (Michx.) Torr., con escasa presencia de matorrales subinermes de huisache *Acacia schaffneri* (S. Watson) F.J. Herm y mezquite *Prosopis laevigata* (Humb. & Bonpl. ex Willd.) M.C. Johnst. y matorral crasicauale con predominio de grandes cactáceas como nopales *Opuntia* spp. y garambullo *Myrtillocactus geometrizans* y magueyes *Agave* spp.

DEGRADACIÓN DEL ECOSISTEMA

Durante décadas las zonas forestales cercanas fueron afectadas por presiones relacionadas con la minería de oro y plata, originadas principalmente en la extracción de madera para construir las estructuras de soporte de los socavones. Con el tiempo los bosques protectores se convirtieron en áreas de pastoreo intensivo de caprinos, equinos y bovinos, sometidas a la quema de grandes extensiones para eliminar la vegetación espinosa y renovar los potreros. Actualmente sólo persisten algunos fragmentos de coberturas arbóreas en las partes altas.

CONTEXTO SOCIAL

Monte Caldera tiene una población de 236 habitantes organizados en dos comunidades, una ejidal y otra denominada *de pequeña propiedad*. La mayor parte del territorio pertenece al ejido de Monte Caldera, constituido por 25 representantes ejidales. Cada productor tiene un área de 3 a 6 hectáreas destinadas a la agricultura y 20 a 40 hectáreas en la zona de agostaderos.

ANTECEDENTES DE REHABILITACIÓN ECOLÓGICA

La Secretaría de Desarrollo Agropecuario y Recursos Hidráulicos SEDARH, en coordinación con la Comisión Nacional Forestal CONAFOR y la Comisión Nacional de Zonas Áridas CONAZA emprendieron en 2005 algunas acciones de concertación con el ejido local, logrando acuerdos importantes para cambiar el uso y manejo de los terrenos afectados por procesos erosivos muy severos. Estas acciones facilitaron el retiro de los animales y permitieron hacer cercos de protección, reforestar una parte del área y construir obras de ingeniería tales como zanjas, reservorios y presas de piedra.

Las obras civiles establecidas para detener el crecimiento de la cárcava en Capitán Caldera incluyeron zanjas derivadoras en curvas de nivel en la zona alta o de captación y presas construidas con piedras acomodadas al interior de la cárcava con el propósito de formar barreras para reducir la velocidad de los escurrimientos, retener las partículas arrastradas y conformar terrazas. Entre 2005 y 2006 se intervino un área total de 35 Ha.

En la visita de reconocimiento llevada a cabo en 2007 por la organización colombiana CIPAV (Centro para la Investigación en Sistemas Sostenibles de Producción Agropecuaria) se evidenciaron algunos efectos positivos de estas obras civiles, tales como la recuperación parcial de los suelos y la vegetación en la zona alta. Sin embargo, también se encontraron efectos contrarios a los esperados debido a que algunas zanjas estaban depositando el agua directamente sobre la cárcava. Se observó que las barreras de piedra habían favorecido la formación de núcleos de coberturas rastreras, pero no habían cumplido con la función principal para la cual fueron diseñadas, es decir, la de conformar terrazas altas por colmatación del material arrastrado. Se tomó entonces la decisión de intervenir una pequeña área experimental demostrativa mediante el método desarrollado por CIPAV que asocia plantas nativas en alta densidad a las estructuras biomecánicas para el control de erosión.

MODELO EXPERIMENTAL CÁRCAVA CAPITÁN CALDERA

Con el fin de establecer un modelo experimental de control de erosión de 16.700 m² basado en el uso estratégico de la vegetación autóctona, se seleccionó la cárcava Capitán Caldera, situada en la zona media de una ladera en cuya área de captación

se había logrado una recuperación parcial de la vegetación rastrera (cobertura de arvenses) y se encontraba protegida mediante cercas para impedir el pastoreo de caprinos y caballos.

Capitán Caldera es una cárcava profunda y ramificada de origen hídrico y de categoría muy severa, formada por el escurrimiento superficial de agua sobre un drenaje natural desprotegido. La acumulación de grandes flujos de escorrentía por una misma zona de tránsito había causado la formación de surcos que con el tiempo se unieron y se profundizaron conformando la cárcava. La ausencia de vegetación protectora y reguladora y la compactación del suelo aceleraron los procesos de degradación.

A continuación se describe brevemente la aplicación en la cárcava de Monte Caldera de una estrategia de restauración ecológica desarrollada en Colombia por CIPAV y basada en la participación local, la construcción de estructuras biomecánicas para el control de erosión y la siembra de plantas nativas en alta densidad.

La intervención de CIPAV complementó las obras civiles de control de erosión que habían sido construidas en la zona en 2005-2006 por SEDARH y CONAFOR. Monte Caldera significó un reto especial para el equipo interdisciplinario conformado entre SEDARH y CIPAV por la falta de experiencia de trabajo en este ecosistema y de conocimiento sobre la propagación y manejo de las plantas nativas del desierto de altura de San Luis Potosí. Ninguna de las especies que se emplean en Colombia para la construcción de estructuras biomecánicas está presente en esta región. Por esta razón, el trabajo se apoyó en el conocimiento ecológico tradicional de los pobladores de la zona con el fin de identificar especies locales capaces de cumplir las mismas funciones.

Se diseñó una estrategia de restauración ecológica con los siguientes objetivos:

1. Frenar el crecimiento de las cárcavas que ya existen a partir del manejo de las aguas de escorrentía.
2. Aumentar la densidad de núcleos de vegetación nativa.
3. Mejorar la conectividad en el paisaje.

La experiencia desarrollada en Monte Caldera se fundamentó en la aplicación de los principios de restauración ecológica de suelos y vegetación bajo un esquema de interacción institucional y participación social que promueve el intercambio de conocimientos, el respeto por los saberes ancestrales y el aprovechamiento de los recursos naturales locales. De la misma manera, el enfoque metodológico aplicado orientó el planteamiento, las estrategias y los métodos hacia la comunidad de Monte Caldera, bajo el supuesto de que el eje principal está en la gente y en sus percepciones, capacidades y conocimientos.

MÉTODOS

CONFORMACIÓN DEL EQUIPO DE TRABAJO, CAPACITACIÓN Y DIÁLOGO DE SABERES

Se conformó un equipo de trabajo coordinado por SEDARH con la participación de instituciones nacionales y estatales como la Comisión Nacional Forestal CONAFOR, el Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias INIFAT, el Fondo Internacional de Desarrollo Agrícola FIDA, el Fideicomiso de Riesgo Compartido FIRCO, la Comisión Nacional de Zonas Áridas CONAZA, técnicos de las microcuencas, representantes del ejido, productores locales y los investigadores de CIPAV.

Dos aspectos importantes de la aproximación empleada fueron: (1) la participación activa de la comunidad en el diseño y construcción de las estructuras biomecánicas para el control de erosión, y (2) la incorporación del conocimiento ecológico local. Si bien durante el proceso de capacitación sobre restauración ecológica y construcción de obras biomecánicas se desarrollaron actividades clásicas como talleres teóricos y de sensibilización, en este caso fue más determinante el diálogo de saberes a través del intercambio informal de conocimientos y experiencias con los miembros de la comunidad local.

Luego de ofrecerle al equipo de trabajo un marco conceptual sobre restauración ecológica se llevó a cabo una serie de recorridos para observar los fenómenos erosivos y determinar las causas y las tendencias hacia una degradación aún mayor. En estos recorridos la comunidad local hizo un diagnóstico de los problemas y participó en el diseño de la estrategia de restauración. Así se forjó el vínculo necesario para que la comunidad local se convirtiera desde el comienzo en protagonista del trabajo y responsable de su sostenibilidad.

ZONIFICACIÓN FINA DE LA CÁRCAVA CAPITÁN CALDERA

El manejo de las relaciones causa-efecto que intervienen en un proceso erosivo, requiere inicialmente de una zonificación de escala fina del área afectada a partir de la evaluación de factores como el estado de los drenajes, el comportamiento de los escurrimientos y el estado de las áreas de protección y regulación. Esta zonificación permite ajustar la estrategia de restauración a la variabilidad propia de cada sitio. Se definieron 6 zonas de intervención en la cárcava Capitán Caldera (Figuras 1 y 2):

1. Área de captación y bordes de la cárcava.
2. Escarpaduras superiores y laterales.
3. Puntos de acceso y tránsito de flujos acumulados.
4. Puntos de mayor socavación y profundización.
5. Cauce principal del drenaje natural.



Figura 1. Imagen satelital del área de trabajo. Se aprecia la zona de influencia de la cárcava intervenida en 2005-2006 con cerramiento, reforestación y zanjas derivadoras en curvas a nivel. Fuente: Google Earth.



Figura 2. Talud lateral de la cárcava *Capitán Caldera*, microcuenca Monte Caldera.

La estrategia de restauración ecológica se basó en: (1) la construcción de estructuras biomecánicas con materiales de la región como madera de mezquite y huisache y piedras medianas; (2) la siembra de diferentes plantas nativas en arreglos en alta densidad, destinados a cumplir funciones biomecánicas, hidráulicas y ecológicas.

Las estructuras biomecánicas establecidas en Capitán Caldera son obras sencillas, que contribuyen a la estabilización definitiva del terreno mediante sus funciones mecánicas (anclar, disipar e interceptar) e hidráulicas (regular: infiltrar, retener y evotranspirar). Estas estructuras se ubican en las zonas de tránsito de las aguas de escorrentía para reducir la velocidad, fragmentar y conducir las aguas hasta lugares protegidos con vegetación. En ningún caso cumplen una función de contención. La estabilización definitiva del terreno se logra con el arraigo de la vegetación y el entrecruzamiento de las raíces.

USO DE PLANTAS NATIVAS

Frente a la falta de conocimiento sobre las especies locales, varias de ellas endémicas de México, los investigadores encontraron respuestas entre los pobladores locales y funcionarios sobre los aspectos básicos de la biología y el uso de estas plantas (Tabla 1).

Tabla 1. Atributos, usos y funciones de algunas especies de plantas empleadas en el Modelo Experimental Cárcava Capitán Caldera.

Especie	Atributos	Estructuras biomecánicas y usos complementarios	Función
<u>Nopales</u> Nopal cardón <i>Opuntia robusta</i> J.C. Wendl. Nopal duraznillo <i>Opuntia leucotricha</i> DC. Coyonoxtle <i>Opuntia imbricata</i> (Haw.) DC.	Propagación vegetativa fácil y rápida Anclaje profundo Atracción de la fauna silvestre Frutos comestibles	Sellado de escarpaduras Barreras disipadoras Barreras receptoras Franjas cortafuego	Reducir, fragmentar y derivar caudales Sellado de escarpaduras Recursos para las comunidades aledañas y la fauna silvestre
<u>Cactus columnares</u> Órgano <i>Pachycereus marginatus</i> (A.P. Candolle) Britton & Rose; Garambullo <i>Myrtillocactus geometrizans</i> (Mart. ex Pfeiff.) Console	Arquitectura recta y robusta Fácil propagación vegetativa	Trinchos vivos Barreras disipadoras Barreras receptoras Franjas cortafuego	Estabilización de cauces, zonas de tránsito, taludes y socavación Barreras altas cortafuego y rompavientos
<u>Magüeyes</u> <i>Agave salmiana</i> Otto ex Salm-Dyck <i>Agave scabra</i> Ortega <i>Agave</i> spp.	Alta disponibilidad de plántulas Facilidad de siembra Alta tolerancia al fuego	Barreras disipadoras Barreras receptoras Franjas cortafuego	Reducir, fragmentar y evitar la socavación Protección contra vientos y fuego
<u>Hierbas</u> Siempre viva <i>Sedum praealtum</i> A. DC., rocío y arrastradilla	Crecimiento rastrero denso y rápido Atracción de la fauna silvestre	Coberturas densas	Frenar el desprendimiento del suelo
<u>Gramas</u> Banderilla <i>Bouteloua curtipendula</i> (Michx.) Torr.; Navajita azul <i>Bouteloua gracilis</i> (Willd. ex Kunth) Lag. ex Griffiths	Crecimiento rastrero denso y rápido	Coberturas densas	Frenar el desprendimiento del suelo

Otras especies empleadas aparte de las que aparecen en la Tabla 1 fueron:

- Mezquite *Prosopis laevigata* (Humb. & Bonpl. ex Willd.) M.C. Johnst.
- Huizache *Acacia schaffneri* (S. Watson) F.J. Herm.
- Cardo santo *Cirsium raphilepis* (Hemsl.) Petrak - Asteraceae
- Pirul *Schinus molle* L. – Anacardiaceae
- Retama *Tecoma stans* (L.) Juss. ex Kunth – Bignoniaceae
- Gobernadora *Larrea tridentata* (Sessé & Moc. ex DC.) Coville – Zygophyllaceae – arbusto
- Sangre de drago *Jatropha dioica* Cerv. – Euphorbiaceae – arbusto
- Romerillo *Cowania mexicana* D. Don – Rosaceae

Todas las especies empleadas en este trabajo, principalmente las cactáceas y magüeyes, tienen usos milenarios. *Pachycereus marginatus* es una especie silvestre común, cultivada intensamente como cerca en propiedades rurales, por su valor medicinal y por sus frutos comestibles. *Opuntia leucotricha* tiene un fruto comestible y aromático, y se usa como forraje. *O. robusta* es una especie abundante, domesticada desde tiempos prehispánicos y con numerosos usos. *M. geometrizans* tiene flores y frutos comestibles, tallos medicinales y se usa como patrón para injertar otros cactus (Scheinvar 2004). El magüey pulquero o mezcalero potosino *Agave salmiana* fue divinizado por los antiguos pueblos del centro de México por la importancia que tuvo para la vida cotidiana. *A. scabra* fue muy importante en la elaboración del mezcal hasta hace dos décadas (Aguirre *et al.* 2001).

Es importante anotar que ninguna de las cactáceas empleadas en este trabajo tiene algún nivel de riesgo según la Norma Oficial Mexicana (Arredondo y Sotomayor 2009).

INTERVENCIÓN DE CADA ÁREA AFECTADA

I. ÁREA DE CAPTACIÓN Y BORDES DE LA CÁRCAVA

A lo largo de la periferia de la cárcava se sembraron por lo menos tres franjas densas de vegetación multiestrata, buscando controlar el ingreso del agua y retener los sedimentos en la cabecera y bordes superiores de la cárcava. Estas franjas de plantas piro-resistentes conforman barreras cortafuegos que cumplen a la vez una función de conectividad ecológica (Figuras 3 y 4).



Figura 3. Siembra de maguey y nopales en la periferia de la cárcava, octubre de 2008.



Figura 4. Desarrollo de la vegetación alrededor de la cárcava después de 8 meses, julio de 2009.

2. ESCARPADURAS SUPERIORES Y LATERALES

Para detener el crecimiento o remonte se selló el escarpe superior mediante el perfilado, revestimiento y la siembra de núcleos escalonados de vegetación siguiendo los caminos de entrada del agua a la cárcava (Figuras 5 y 6).



Figura 5. Estado inicial del escarpe superior de la cárcava.



Figura 6. Perfilado y revestimiento vegetal del remonte superior.

3. ESTRUCTURAS BIOMECÁNICAS PARA REDUCIR LA VELOCIDAD DEL AGUA

Se emplearon tres tipos de estructuras para reducir la velocidad del agua:

BARRERA DISIPADORA DE PIEDRA Y NOPAL

Esta estructura consiste en la apertura de una zanja a través de la pendiente en la cual se introducen piedras grandes para incrementar la rugosidad del terreno e impedir que el agua socave la barrera. Como refuerzo vegetal se estableció una franja doble con raquetas de nopales, arriba y abajo de la barrera de piedra (Figuras 7 y 8).



Figura 7. Zanja rellena con piedras y raquetas de nopal.



Figura 8. Barrera disipadora aprovechando recursos abundantes como piedras y nopal.

BARRERA DISIPADORA DE ÓRGANO *Pachycereus marginatus*

La arquitectura recta y robusta del órgano y su capacidad de formar rebrotes múltiples y persistentes convierten a esta cactácea en una de las especies con mayor potencial de aprovechamiento para el manejo de aguas de escorrentía y estabilización de taludes. Se construyeron estructuras biomecánicas con este material dispuesto vertical y horizontalmente.

BARRERA DISIPADORA DE NOPAL

Consiste en la apertura de una zanja superficial sobre la cual se siembran líneas densas de raquetas de nopal. Desde el momento en que se establecen múltiples barreras escalonadas de este tipo, se logra reducir la velocidad erosiva del agua, favorecer la retención de humedad y contribuir al establecimiento de la flora nativa. El uso de material vegetal nativo en las estructuras biomecánicas busca acelerar la formación de núcleos de vegetación (Figura 9).



Figura 9. Manejo escalonado de barreras disipadoras de órgano (al fondo) y otra de nopal en la cabeza de la cárcava. Los disipadores verticales de órgano demandan mayor cantidad de material vegetal pero rápidamente se convierten en barreras densas muy eficientes.

4. ESTRUCTURAS BIOMECÁNICAS PARA PUNTOS DE SOCAVACIÓN PROFUNDA

En algunos puntos de ingreso de flujos acumulados se genera socavación profunda por el efecto “cascada” del agua al caer y el desplome del escarpe superior. En estos casos se emplearon terrazas vivas escalonadas de escasa altura efectiva y adecuado empotramiento lateral y profundo (Figuras 10 y 11).



Figura 10. Detalle y distribución espacial de las barreras de nopal en el cauce principal de la cárcava. Una condición importante para garantizar la viabilidad de las raquetas de nopal, es evitar que el corte quede en contacto directo con el suelo. En la foto de la derecha se aprecia el desarrollo de la vegetación 8 meses después de establecer las estructuras biomecánicas.



Figura 11. Trinchos de maguey y barreras en nopal para recibir flujos y disipar los escurrimientos. Se conservan las dimensiones del vertedero natural labrado por los escurrimientos de manera que permitan el tránsito disipado de las aguas en el invierno más fuerte o de período de retorno.

5. RESTAURACIÓN DEL CAUCE PRINCIPAL

Para reducir la acción erosiva del agua sobre cauce principal se construyeron múltiples barreras con plantas y piedra en formación sucesiva o escalonada, conservando las dimensiones del vertedero natural labrado por los flujos de escorrentía. El interior del cauce fue sembrado densamente con cactáceas, magueyes y huisaches.

Las obras completas incluyeron el perfilado del escarpe superior a lo largo de 1.065 m, 218 m de barreras de piedra, 63 m de trinchos escalonados, 108 m de terrazas escalonadas, 1.190 m de disipadores simples de energía con plantas nativas y 320 m barreras de una sola especie.

RESULTADOS PRELIMINARES

Se llevaron a cabo seis talleres, tres recorridos de campo y ocho jornadas prácticas en las que participaron funcionarios de seis entidades oficiales y técnicos de tres microcuencas, con una representación activa de la comunidad vecina. Una evidencia de

apropiación de este conocimiento la constituyen las numerosas réplicas de las estructuras biomecánicas que fueron construidas en forma autónoma y acertada por los beneficiarios de la capacitación durante el año siguiente a la intervención y que demuestran un alto nivel de adopción de las técnicas evaluadas en el modelo demostrativo.

Las observaciones llevadas a cabo en 2008, seis meses después de iniciar los trabajos, permitieron establecer los primeros efectos favorables de la intervención: (1) sellado del remonte superior y lateral, (2) control de la profundización del cauce principal de la cárcava, y (3) regeneración vigorosa de 14 especies nativas adicionales a las que fueron sembradas en las obras (Figuras 12 y 13).



Figura 12. Establecimiento de obras y siembras para el manejo de un punto de confluencia de aguas dentro de la cárcava. Se conservaron las estructuras de piedra que habían sido construidas anteriormente. Octubre de 2008.



Figura 13. Desarrollo de la vegetación sembrada y asociada en el interior de la cárcava. Julio de 2009.

Sin embargo, no se observó un crecimiento significativo de las plantas de cobertura que fueron sembradas en áreas desnudas; parte del material se perdió por la falta de riego. Como resultado de la falta de plantas de cobertura, en algunos puntos continuó el desprendimiento de agregados del suelo por la acción erosiva del agua y el viento.

En cuanto al comportamiento de las principales especies empleadas en las estructuras biomecánicas se observó un prendimiento del 80% de los nopales *Opuntia* spp., el rebrote de 40% de las trozas de órgano *Pachycereus marginatus* y la supervivencia y crecimiento del 95% de las plántulas de maguey *Agave* spp. En términos generales se observó una alta supervivencia del material vegetal empleado y se detectaron pérdidas mínimas, todas ellas atribuibles principalmente a cortes defectuosos.

Un análisis económico comparativo mostró que el costo de las estructuras biomecánicas, equivale a un 18% del costo de las obras civiles que cumplen la misma función, a pesar de incorporar 30% más empleo local temporal.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Algunas de las prácticas de conservación de suelos que habían sido aplicadas previamente en la zona tales como el cabeceo o recubrimiento del borde superior de la cárcava con piedras, no lograron promover la regeneración natural de vegetación en un período de dos años. En contraste, en el área del Modelo Experimental Cárcava Capitán Caldera, solo 8 meses después de la intervención se evidenció un desarrollo importante de vegetación con potencial para recuperar, conservar y mejorar los suelos muy degradados (Figura 14).

La aproximación a la restauración del área se basó en obras biomecánicas para frenar el crecimiento de las cárcavas, mediante el manejo de los flujos del agua de escorrentía y la formación de núcleos de vegetación nativa. El principal elemento revaluado en este proyecto fue la función de contención que se buscaba a través de las presas altas construidas con piedras acomodadas. Este concepto se sustituyó por el de reducción de la velocidad erosiva de la escorrentía, mediante el establecimiento de numerosas franjas de vegetación para disipar la energía del agua, junto con barreras de plantas piro-resistentes y trinchos vivos contruidos con piedras y plantas del desierto de altura.



Figura 14. Resultados después de ocho meses de iniciado el proceso.

La concertación lograda con el ejido previamente por la Secretaría de Agricultura del Estado jugó un papel importante para garantizar los cambios de uso del territorio. Posteriormente, al otorgar espacios a la comunidad para permitir su participación en la identificación de especies, en las adaptaciones tecnológicas y en la construcción de las estructuras biomecánicas, se dinamizó su participación y apropiación, como lo confirma la iniciativa de un grupo de mujeres que en forma autónoma empezó a sembrar plantas de maguey en los surcos formados por el agua.

El conocimiento ecológico tradicional fue determinante para conocer los atributos ecológicos y potencialidades de las plantas locales y para analizar aspectos claves tales como la capacidad de rebrote, la arquitectura, la forma del sistema radical y la persistencia ante condiciones adversas, logrando así inferir su potencial para la restauración ecológica y dar inicio al trabajo de rehabilitación sin una etapa previa de investigación. La aproximación empleada en este trabajo permitió pasar a la aplicación directa del conocimiento ecológico local para resolver un problema apremiante, sin varios años de experimentación.

Las cactáceas y agaves, tan ligadas a la cultura mexicana, apenas comienzan a ser empleados en el control de la erosión severa. Su siembra en alta densidad para la restauración de cárcavas en un ambiente extremo es un elemento innovador de este trabajo.

AGRADECIMIENTOS

Deseamos agradecer el apoyo del personal de la Secretaría de Desarrollo Agropecuario y Recursos Hidráulicos de San Luis Potosí: Gilberto Torres, Manuel Mata Walls, Nonatzin Flores y Norma Loredó. A los representantes del área de compensación forestal de CONAFOR, ingenieros Francisco Casares, Flor Alejandra Rodríguez, Samuel García Carreón y María del Socorro Estrada. Al ingeniero Jorge Flores Cano de FIDA-FIRCO, por sus valiosos aportes en el reconocimiento de la flora local. En forma muy especial deseamos agradecer la hospitalidad, calidez y enseñanzas de la comunidad de Monte Caldera: Rosalío, Lala, Pachita, Victoria, Don Manuel, Perfecto, Isidra, Juan Manuel y Don Luis.

LITERATURA CITADA

- Aguirre, J. R., Charcas, H. & J. L. Flores. 2001. El maguey mezcalero potosino. Consejo Potosino de Ciencia y Tecnología e Instituto de Investigación de Zonas Desérticas (Universidad Autónoma de San Luis Potosí). San Luis Potosí, México. 87 p.
- Arredondo, A. y M. Sotomayor. 2009. Cactáceas en categoría de riesgo en el Estado de San Luis Potosí. INIFAP. San Luis Potosí, México. 101 p.
- Castillo, P. 2007. Evaluación reciente y estado actual de la vegetación del Área Natural Protegida Sierra de Álvarez, S. L. P. Tesis doctoral. Universidad Autónoma de San Luis Potosí. 104 p.
- Castillo, P., Flores, J. A., Aguirre, J. R. y R. I. Yeaton. 2008. Dinámica sucesional del encinar de la Sierra de Álvarez, San Luis Potosí, México. *Madera y Bosques* 14(1): 21-35.
- Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). 2007. Manual de obras y prácticas de protección, restauración y conservación de suelos forestales. CONAFOR, México. 298 p.
- Rzedowski, J. 1961. Vegetación del estado de San Luis Potosí. Tesis de Doctorado. Facultad de Ciencias, UNAM, México D. F. 228 p.

Rzedowski, J. 1978. Vegetación de México. Limusa, México. 432 p.

Scheinvar, L. 2004. Flora cactológica del estado de Querétaro: diversidad y riqueza. Fondo de Cultura Económica, México D. F. 391 p.

Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group (SER). 2004. The SER International Primer on Ecological Restoration. www.ser.org & Tucson: Society for Ecological Restoration International.

Torres, J. J. y M. S. Sierra. 2003. Las áreas naturales protegidas del Estado de San Luis Potosí. Secretaría de Ecología y Gestión Ambiental. Gobierno del Estado de San Luis Potosí, SLP. México. 120 p.



31. EVALUACIÓN DEL POTENCIAL NATURAL DE RESTAURACIÓN EN SABANAS Y BOSQUE DE PIEDEMONTA EN CASANARE, COLOMBIA

Patricia Torrijos Otero. Docente - Investigador. Programa de Biología
Daynover Prieto Garzón. Biólogo
Elena Suárez Jiménez. Tesista. Programa de Biología
Fundación Internacional del Trópico Americano, Ciudadela Universitaria Yopal- Casanare
patorrijos@gmail.com
daynover@gmail.com
suarezjimenez@gmail.com

INTRODUCCIÓN

El paisaje de piedemonte se caracteriza por grandes abanicos y un sistema de terrazas aluviales producto del antiguo modelado de los ríos de la región (Sarmiento 1983). Los bosques que cubrían los abanicos y terrazas presentan un alto grado de fragmentación, pero a pesar de esto se conservan parches con especies que reflejan las comunidades de referencia (Viña & Cavellier 1999). En el piedemonte se han desarrollado varios tipos de vegetación conformados por grandes extensiones de bosques tropicales semidecíduos y sabanas nativas abiertas, con pequeñas matas de monte (Sarmiento 1983 y Blydenstein 1967).

La sabana nativa abierta tiene una vegetación con características xeromórficas o escleromórficas, compuesta por una cobertura de gramíneas densamente asociadas con ciperáceas y sufrútices de dicotiledóneas, donde dominan especies como *Trachypogon vestitus* y *Axonopus purpusii*, acompañados de *Andropogon bicornis*, *Andropogon selloanus*, *Leptocoryphium lanatum*, *Panicum versicolor* entre otras (FAO 1966, Blydenstein 1967, Sarmiento 1983).

En estas sabanas de piedemonte se ha evidenciado un incremento de elementos leñosos debido posiblemente a condiciones ambientales como son el clima, la nidificación de hormigas cortadoras de hojas y actividades como las quemadas y la ganadería que aumenta los nutrientes en el suelo (Torrijos *et al.* 2001). Estas condiciones propician la formación de pequeñas matas de monte de forma circular con escasa vegetación arbustiva y arbórea, con elementos resistentes al fuego como *Waltheria glomerata* y *Genipa americana*, las cuales se desarrollan alrededor de especies núcleo o especies que exhiben patrones agregados como *Acrocomia* sp., *Annona jahnii*, *Casearia petraea*, *Davilla densiflora*, *Copaifera officinalis*, *Luhea candida*, *Lonchocarpus ernestii*, *Curatella americana*, *Byrsonima crassifolia* y *Bowdichia virgilioides* (Blydenstein 1967).

La fragmentación en el paisaje de piedemonte es causada por la ganadería extensiva (493.000 ha), la introducción de cultivos o conucos de pan coger, la introducción de pastos como *Brachiaria decumbens*, *B. dictyoneura*, *B. brizantha* y *B. humidicola* (256.804 ha) y la siembra extensiva de *Oriza sativa* (arroz, 48.365 ha) (Romero *et al.* 2004 y Rippstein *et al.* 2001).

Las actividades humanas como la ganadería, la agricultura y la explotación forestal promueven la expresión de los bancos de semillas en el suelo debido a que cuando hay disturbios se remueven o exponen a la luz semillas que estaban confinadas en la columna de suelo (Marks & Mohler 1985, Thompson *et al.* 1998, Luzuriaga *et al.* 2005, Cardona 2007, Torrijos y Vargas 2007). La reserva de semillas en el suelo puede operar como una memoria ecológica de los diferentes eventos de disturbio y/o en muchos casos refleja la composición de la vegetación en pie (Thompson & Grime 1979, Coffin & Lauenroth 1989, Skoglund 1992, Miller 1999, Alvarez-Aquino *et al.* 2005, Acosta & Vargas 2007, Bertoncini & Rodrigues 2008).

Kiirikki 1993, Luzuriaga *et al.* 2005, Torrijos y Vargas 2007 coinciden en que la intensidad y frecuencia del evento de disturbio, inciden en la estratificación vertical de las semillas acumuladas y que corresponde con el periodo de tiempo que el suelo estuvo expuesto a la entrada de semillas. La abundancia de semillas y la riqueza de especies disminuye con la profundidad, siendo significativamente más alta en la capa superficial (Jaimes & Rivera 1991, O'Connor & Pickett 1992, Sasaki *et al.* 1999, Dalling 2002, Kalamees & Zobel 2002, Costa & Araújo 2003, Fenner & Thompson 2005, Luzuriaga *et al.* 2005, Torrijos y Vargas 2007, Trujillo y Vargas 2007, Medina & Fernandes 2007). La relación entre la vegetación en pie y el banco varía de acuerdo con la historia de uso del suelo, generando un amplio espectro de estados sucesionales, que son condicionados por la variación en la precipitación, la persistencia del banco y una serie de características ecológicas relacionadas con las estrategias de dispersión, disponibilidad de micrositios y requerimientos específicos para la germinación. Las semillas almacenadas incluyen especies de

comunidades sucesionales anteriores en su mayoría pioneras herbáceas, que son potencialmente capaces de reemplazar plantas adultas anuales o perennes que mueren por causas naturales, patógenos, disturbios naturales y/o antrópicos (Cárdenas *et al.* 2002, Hall & Swaine 1980, Putz & Appanah 1987, Quintana-Ascencio *et al.* 1996, Oke *et al.* 2006, Acosta & Vargas 2007) y se constituye en una de las principales fuentes de reclutamiento de nuevos individuos de especies de diferentes estatus sucesionales (Garwood 1983, Lawton & Putz 1988, Quintana-Ascencio *et al.* 1996, Butler & Chazdon 1998, Grombone-Guaratini & Rodrigues 2002, Nave 2005, Acosta y Vargas 2007, Trujillo y Vargas 2007).

La historia de uso del área de estudio (periodo 1980-2008) se inició con la extracción de árboles maderables y quemas superficiales anuales desde 1980, estas quemas se realizaban al final de la época seca y se extendían sin ningún control. En la actualidad continúa la extracción selectiva de árboles maderables y a partir de 1993 el uso del fuego se practica de manera controlada, el bosque estudiado no ha sido afectado por quemas durante los últimos 15 años. En el borde de bosque de piedemonte y sabana antrópica, se realiza tala selectiva y tumba – quema desde 1987, para el facilitar el establecimiento de maíz (*Zea mays*) y pastos introducidos como braquiaria amarga (*Brachiaria decumbens*) y puntero (*Hyparrhenia rufa*). En sabana antrópica el pastoreo con ganado vacuno se introdujo en 1987 - 1988, desde entonces y en la actualidad se implementa pastoreo con tres rotaciones anuales y un mes de descanso, rozando dos veces al año con guadaña. En sabana nativa, se aprovechan árboles maderables y se roza con guadaña en mayo y septiembre, comúnmente se practica pastoreo con ganado vacuno con rotación mensual desde 1982 (J. V. Suárez, com. pers., junio 2008).

El objetivo de nuestro estudio fue aportar conocimiento de la historia de uso del suelo, de la vegetación establecida y del banco de semillas para ser implementada en el momento de diseñar estrategias de restauración de bosques y sabanas transformadas y degradadas producto de la sobrexplotación y/o intervención antrópica.

ÁREA DE ESTUDIO

El proyecto se adelantó en el municipio de Pore localizado al norte de Casanare a los 5°43'N y 72°00'W, a 250 m s.n.m. Las unidades de estudio se seleccionaron en las fincas La Esperanza (Vda. Altamira) y Valledupar (Vda. Curama) ubicadas al sur del municipio a 76 km de Yopal y a 412 km de Bogotá D.C., con acceso por la vía marginal del llano (Alcaldía Municipal de Pore 1998).

La formación y evolución geológica de Casanare está relacionada con levantamientos de la cordillera Oriental durante el cretácico, terciario y cuaternario (IGAC 1999). La evolución geomorfológica se dio a finales del terciario en el plioceno, periodo caracterizado por levantamientos, plegamientos y fuertes procesos erosivos en la cordillera Oriental, que originaron superficies de denudación y de acumulación, conformando el relieve o paisaje actual como es la montaña, el piedemonte y la llanura. Las geoformas presentes de origen estructural son colinas, capas verticales y espinazos y las de origen fluvial son terrazas, llanuras de inundación y colinas (INGEOMINAS 2004). En el piedemonte se han desarrollado suelos de bajo grado de evolución que reflejan muy poca diferenciación de horizontes pertenecientes a los órdenes entisoles e inceptisoles (IGAC 1993,1999). La precipitación promedio anual durante 1996 a 2008 fue de 1935,7 mm y el promedio mensual estuvo entre 10,3 mm en enero y 292,2 mm en julio. La temperatura media anual durante este periodo fue de 26.9 °C, siendo más elevada en marzo (28,9 °C) y febrero (28.5 °C), y menor en julio (25,4 °C) y junio (25,5 °C) coincidiendo con los meses más lluviosos (Estación Paz de Ariporo, código IDEAM N° 3601501). Según el IGAC (1977) corresponde con clima semiárido perteneciente a la provincia humedad subhúmedo en la zona de vida bosque seco. De acuerdo con la clasificación de Holdridge corresponde con bosque seco tropical (Bs-T) (IDEAM 2001).

MÉTODOS

La secuencia metodológica se compone: 1. De la caracterización de la vegetación y 2. De la evaluación del banco de semillas germinable, proyectos que se realizaron en las unidades seleccionadas en el periodo comprendido entre 2007 y 2008, actualmente se evalúa la lluvia estacional de semillas

CARACTERIZACIÓN DE LA VEGETACIÓN

Dada la heterogeneidad fisonómica de la sabana nativa, el bosque de piedemonte y la mata de monte se emplearon métodos apropiados para evaluar comunidades con dominancia de graminoides y herbáceas y comunidades con dominio de elementos leñosos. El número de levantamientos se realizó de acuerdo con resultados obtenidos en la curva de acumulación de especies por cada unidad de vegetación.

CARACTERIZACIÓN ESTRUCTURAL

ESTRATOS BAJOS

En la sabana nativa se utilizó el método punto cuadrático (Paladines 1992) estableciendo transectos de 20 m.

ESTRATOS ALTOS

En bosque de piedemonte y mata de monte se siguió la metodología de Gentry con modificaciones de Rangel & Velásquez (1997), estableciendo parcelas de 10 m x 10 m, al interior de la parcela demarcada, se establecieron subparcelas de 10 x 10 (cap >33 cm), 10 x 5 (cap >15 < 33 cm) y 5 x 5 (cap > 10 < 14 cm) y se censaron todos los individuos.

CARACTERIZACIÓN FLORÍSTICA

COLECTA BOTÁNICA

Para cada unidad de vegetación se colectaron tres muestras botánicas, adicionalmente se realizaron colecciones generales en los alrededores de cada levantamiento, con el fin de complementar los componentes florísticos del área.

IDENTIFICACIÓN DEL MATERIAL BOTÁNICO

El material se identificó con claves especializadas, se consultaron colecciones del Herbario Nacional Colombiano (COL) del Instituto de Ciencias Naturales en la Universidad Nacional de Colombia y en el Herbario Forestal Gilberto Mahecha de la Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Los ejemplares fueron confirmados e identificados con apoyo de especialistas del (COL). El material se depositó en los herbarios mencionados.

ANÁLISIS FLORÍSTICO

Se calculó la abundancia relativa, riqueza relativa de especies, géneros y familias, para bosque de piedemonte, mata de monte y la frecuencia relativa para las especies de sabana nativa.

ANÁLISIS DE DIVERSIDAD

La riqueza de especies se calculó mediante el índice de Margalef, la similitud se evaluó a través del Índice de Jaccard. Los índices se evaluaron con el paquete estadístico Past versión 1.94b.

ANÁLISIS DE ÍNDICES ESTRUCTURALES

Para la distribución vertical se siguió la propuesta de Rangel y Lozano (1986), y se elaboraron perfiles estructurales.

ESTRATOS BAJOS

Se calculó el porcentaje de la vegetación o cobertura (Paladines 1992).

ESTRATOS ALTOS

Se hizo un análisis por rangos de categoría para los parámetros DAP (diámetro a la altura de pecho), altura y cobertura, cuyos resultados se reportan en Suárez 2010 (en preparación). Se calculó el índice de predominio fisionómico *IPF* (Rangel & Velásquez 1997).

BANCO DE SEMILLAS GERMINABLE

MUESTRAS DE SUELO

Se siguió el lineamiento metodológico de Torrijos y Vargas (2007), en cada unidad de vegetación se trazó un transecto de 24 m, a lo largo del cual cada 2 m se tomaron 2 muestras de suelo, una muestra a nivel superficial (0 – 6 cm) y la segunda a nivel profundo (6 – 12 cm). En cada punto se retiró la cobertura natural y se tomó un volumen de suelo de 486 cm³.

MONTAJE DE INVERNADERO

Se utilizaron bandejas de germinación, la muestra se esparció una capa de cascarilla de arroz de 2 cm que es necesaria para mantener la humedad. Las bandejas se regaron diariamente e hicieron microremociones superficiales de forma esporádica para evitar que el suelo se compactara.

REGISTRO DE PLÁNTULAS

El registro de germinación se realizó cada 8 días y la identificación de las plántulas se hizo durante el proceso de emergencia y crecimiento, la plántula se removió luego de ser identificada.

DISEÑO EXPERIMENTAL

Se evaluó el número de plántulas germinadas por especie, con respecto al nivel de *profundidad del suelo* (0-6 y de 6-12 cm), la *estacionalidad* (temporada de lluvia altas y bajas), *unidad de vegetación* con los niveles bosque de piedemonte (B), borde de bosque (BB), rastrojo (R), sabana antrópica (SA) y sabana nativa (SN); y el *tipo de dispersión* con los niveles autocoria, anemocoria, zoocoria e indeterminado. Se aplicó un diseño multifactorial (Sokal & Rohlf 1979).

TRATAMIENTO NUMÉRICO DE LOS DATOS

Una vez obtenidos los datos se realizó un análisis de varianza multifactorial con el programa *Statgraphics versión 6*, teniendo como variable dependiente la cantidad de plántulas emergidas y como covariante la fecha o evento de muestreo, con respecto a las variables unidad de vegetación, estacionalidad, profundidad, dispersión.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

CARACTERIZACIÓN DE LA VEGETACIÓN Y COMPOSICIÓN FLORÍSTICA

En la caracterización florística se registraron 145 especies agrupadas en 122 géneros y 48 familias, donde la sabana nativa fue la unidad de vegetación con mayor riqueza registrando el 36% de las familias, 45% de los géneros y 48% de las especies, seguido del bosque registrando 36% de las familias, 36% de los géneros y 34% de las especies y por último la mata de monte donde se registró 27% de las familias, 19% de los géneros y 18% de las especies.

SABANA NATIVA DE PIEDEMONTE

En la sabana nativa se encontraron 72 especies, 58 géneros y 24 familias, las de mayor riqueza son Poaceae con un 22%, seguido de Leguminosae (15%), Cyperaceae (11%) y Rubiaceae (8 %). Las familias con mayor número de géneros son Poaceae y Leguminosae cada una con 19%, seguidas de Cyperaceae y Rubiaceae cada una con un 9%.

BOSQUE DE PIEDEMONTE

En el bosque se encontraron 51 especies, 47 géneros y 24 familias, aquellas que tienen mayor número de especies son Leguminosae (31%), seguida de Bignoniaceae, Dilleniaceae y Sapindaceae cada una con un 6%, Anacardiaceae, Annonaceae, Bombacaceae, Boraginaceae, Myrtaceae y Verbenaceae cada una con un 4%. En cuanto a las familias con mayor número de géneros se registró Leguminosae (32%), seguida de Bignoniaceae y Dilleniaceae cada una con un 6%, Sapindaceae, Anacardiaceae, Bombacaceae, Verbenaceae y Myrtaceae cada una con un 4%.

MATA DE MONTE

En la mata monte se registraron 27 especies, 24 géneros y 18 familias, donde las que tienen mayor número de especies son Anacardiaceae, Bignoniaceae, Burseraceae, Leguminosae, Rubiaceae, Flacourtiaceae, Myrtaceae y Rutaceae cada una con un 7%. Las familias con mayor número de géneros son Anacardiaceae, Bignoniaceae, Burseraceae, Leguminosae y Rubiaceae cada una con un 8%.

ANÁLISIS DE DIVERSIDAD

RIQUEZA

Se reporta el levantamiento de cada unidad que arrojó el valor más alto. En mata de monte el levantamiento No. 24 (4.08). En sabana nativa, el levantamiento con mayor riqueza es el No. 18 (3.35). En bosque, el No. 8 (4.33) (Tabla 1).

Tabla 1. Índice de Margalef para levantamientos que registraron mayor valor en cada unidad de vegetación.

Unidad de vegetación	No. levantamiento	Valor del índice de Margalef
Bosque de piedemonte	8	4,33
Mata de monte	24	4,08
Sabana nativa	18	3.35

SIMILITUD

El índice de Jaccard en sabana nativa indica que los levantamientos que comparten especies son el 2 y 18 ($C_j=0.96$), con 6 especies en común *A. purpusii*, *A. selloanus*, *Desmodium barbatum*, *O. versicolor*, *S. cf. brevifolium* y *Sipanea* sp. (Tabla 2).

Tabla 2. Matriz de similitud según índice de Jaccard en levantamientos de sabana nativa.

No. levantamiento	3	6	18	27
2	0,74	0	0,96	0
3	0	0,76	0,71	0,89
6	0	0	0	0,68
18	0	0	0	0,79
20	0	0	0	0,74

En el bosque y la mata de monte, los levantamientos que más comparten especies son 25 y 5 (*Casearia ulmifolia* y los géneros *Annona* y *Erythroxylum* (Tabla 3).

Tabla 3. Matriz de similitud según índice de Jaccard en levantamientos de bosque de piedemonte y mata de monte. B. P. Bosque de piedemonte. M.M. Mata de monte

B. P. \ M. M.									
	1	4	5	8	10	14	16	17	30
7	0	0,85	0,95	0,63	0	0	0	0,5	0
13	0	0	0	0,66	0	0	0	0	0
21	0	0	0	0,56	0	0	0	0	0
25	0	0,85	0,95	0	0	0	0	0,5	0
26	0,48	0	0,90	0	0,86	0,48	0,52	0	0
29	0	0,71	0	0	0	0	0	0	0,75

ESTRUCTURA DE LA VEGETACIÓN

SABANA NATIVA

En la sabana nativa se encontró que las especies que presentan el valor más alto de cobertura son *A. selloanus* (65.4%), *Morfoespecie* 6 (7.8%), *Paspalum* sp. 1 (5.9%) y *Chamaecrista rotundifolia* (5.2%). En este tipo de sabana se encontraron dos estratos, el rasante hasta los 0.20 m y el herbáceo hasta 0.70 m. (Figura 1).

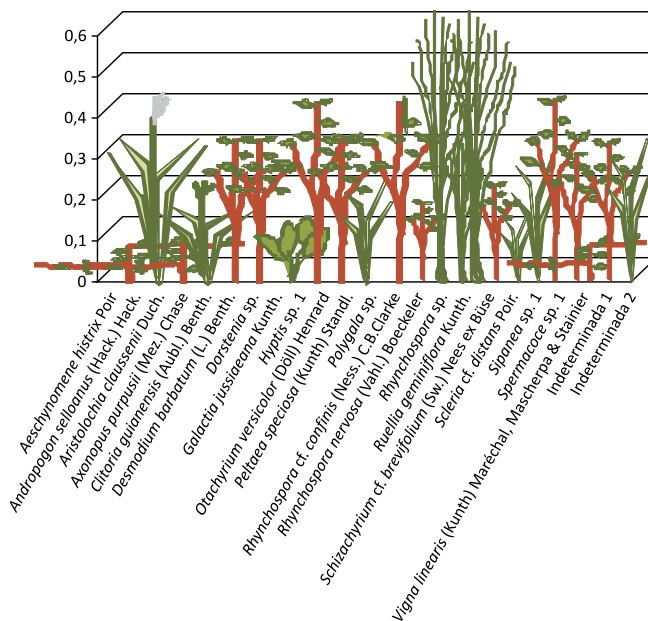


Figura 1. Perfil estructural en la sabana afectada por tala y quema.

BOSQUE DE PIEDEMORTE

En el bosque se encontraron individuos desde 2.5 a 30 m de altura, los individuos de mayor porte son de la especie *Cedrela* cf. *odorata* de 30 m, seguido de *C. vitifolium* y *Anadenanthera peregrina* cada uno de 22 m; las alturas varían de acuerdo al grado de fragmentación y la posición de la vegetación dentro del bosque. En el centro de bosque se presentan individuos de 2.5 a 15.6 m de altura, los de mayor porte son de las especies *S. mombin* (15 m), *Tabebuia chrysantha* (15 m) y *Erythrina* sp. (12 m). En el bosque ripario se registraron individuos con alturas desde 2.5 a 15 m, donde la los individuos más altos son de las especies *A. graveolens* (15 m), *Ficus donnell-smithii* (15 m) e *Inga vera* (14 m). Se registraron DAP desde 3.2 a 60.8 cm, donde los individuos maduros son de las especies *S. mombin* (60.8 cm), seguido de *Pseudobombax septenatum* (58.3 cm), *F. donnell-smithii* (45 cm). Con respecto a la cobertura, dominan las especies *S. mombin* (134.3 m²), seguido de *C. cf. odorata* (102.1 m²), *A. peregrina* (85.7 m²) (Figura 2).

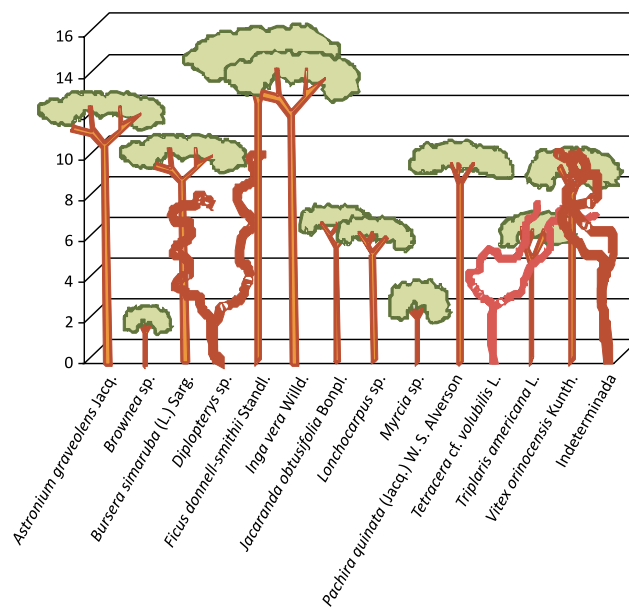


Figura 2. Perfil estructural en el centro de bosque.

MATA DE MONTE

En una mata de monte de aproximadamente 100 m², se registraron alturas de 4 a 15 m, los individuos de mayor porte son de las especies *C. pubiflora* (15 m) y *Eugenia* sp. 2 de 9 m. Las coberturas van desde 0.1 a 222.2 m² donde los individuos con mayor cobertura son de las especies *C. pubiflora* y *E. cf. macrophyllum*. (Figura 3).

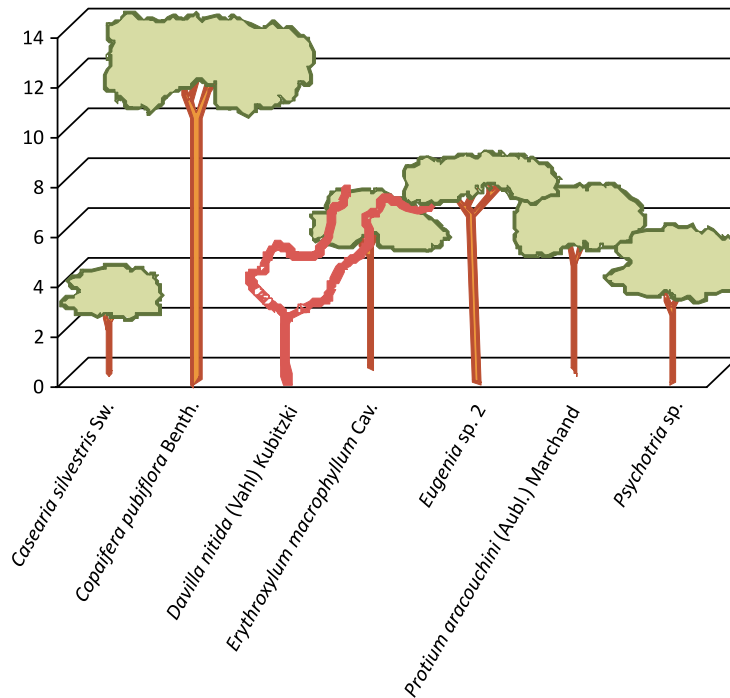


Figura 3. Perfil estructural en la mata de monte de aproximadamente 100 m².

ÍNDICE DE PREDOMINIO FISIONÓMICO (IPF)

Las especies arbóreas con dominancia fisionómica son *S. mombin* (154.8) en el centro de bosque (Tabla 4), *A. graveolens* (64.5) en el bosque ripario (Tabla 5), *C. pubiflora* (128.6) en la mata de monte (Tabla 6).

Tabla 4. Índice de predominio fisionómico (IPF) para las especies en el centro de bosque.

Especie	Área basal relativa %	Cobertura relativa %	Densidad relativa %	IPF
<i>Spondias mombin</i>	81,4	61,6	11,8	154,8
<i>Erythrina</i> sp.	5,2	14,1	41,2	60,4
<i>Tabebuia chrysantha</i>	9,8	12,3	5,9	28,0
<i>Casearia ulmifolia</i>	2,7	7,1	11,8	21,5
<i>Allophylus</i> sp. 1	0,4	1,9	5,9	8,2
<i>Daphnopsis</i> sp.	0,2	1,3	5,9	7,3
<i>Curatella</i> sp.	0,2	0,7	5,9	6,8
<i>Allophylus</i> sp. 2	0,1	0,5	5,9	6,6
<i>Platypodium</i> sp.	0,2	0,4	5,9	6,5
Total	100,0	100,0	100,0	300,0

Tabla 5. Índice de predominio fisionómico (IPF) para las especies en el bosque ripario.

Especie	Área basal relativa %	Cobertura relativa %	Densidad relativa %	IPF
<i>Astronium graveolens</i>	24,0	14,6	25,9	64,5
<i>Vitex orinocensis</i>	21,9	19,0	11,1	52,1
<i>Lonchocarpus</i> sp. 2	3,5	20,4	14,8	38,8
<i>Inga vera</i>	15,3	18,5	3,7	37,5
<i>Ficus donnell-smithii</i>	19,6	12,6	3,7	35,9
<i>Bursera simaruba</i>	6,5	4,8	7,4	18,8
<i>Pachira quinata</i>	6,3	5,5	3,7	15,5
<i>Triplaris americana</i>	0,7	0,9	11,1	12,7
<i>Myrcia</i> sp.	0,4	1,0	11,1	12,5
<i>Jacaranda obtusifolia</i>	1,4	1,9	3,7	7,0
<i>Brownea</i> sp.	0,2	0,9	3,7	4,8
Total	100,0	100,0	100,0	300,0

Tabla 6. Índice de predominio fisionómico (IPF) para las especies arbóreas en la mata de aproximadamente 100 m².

Especie	Área basal relativa %	Cobertura relativa %	Densidad relativa %	IPF
<i>Copaifera pubiflora</i>	66,9	54,8	6,9	128,6
<i>Psychotria</i> sp.	7,1	13,7	44,8	65,6
<i>Erythroxylum</i> cf. <i>macrophyllum</i>	16,4	13,6	31,0	61,0
<i>Eugenia</i> sp. 2	5,5	10,4	10,3	26,2
<i>Protium</i> cf. <i>aracouchini</i>	3,8	6,5	3,4	13,7
<i>Casearia sylvestris</i>	0,3	1,1	3,4	4,8
Total	100,0	100,0	100,0	300,0

BANCO DE SEMILLAS GERMINABLE (BSG)

COMPOSICIÓN DEL BANCO DE SEMILLAS

Durante el periodo hidrológico evaluado se obtuvo un total de 2965 semillas/m² agrupadas en 99 especies, 67 géneros y 31 familias botánicas, siendo las familias más diversas Poaceae con 12 géneros y 19 especies, Cyperaceae con 7 géneros y 17 especies y Scrophulariaceae con 4 géneros y 7 especies. La densidad de plántulas en cada unidad de vegetación varió ampliamente registrando en rastrojo y sabana antrópica la mayor densidad (1471 y 802 plántulas/m²), seguida por sabana nativa (504), borde bosque (120) y bosque (68) (Figura 4).

La unidad de mayor riqueza de especies fue borde de bosque (44), seguida por sabana antrópica (41) y sabana nativa (37). Las unidades de menor riqueza fueron bosque (30) y rastrojo (30). La especie más abundante de todo el estudio fue *Rhynchospora* cf. *corymbosa* la cual se expresó en rastrojo y sabana antrópica, seguida por las especies *Ludwigia erecta* y *Lindernia crustacea*, las cuales germinaron en todas las unidades de vegetación evaluadas.

Las especies con mayor representatividad en cada una de las unidades evaluadas fueron *Rhynchospora* cf. *corymbosa*, *L. erecta* y *L. crustacea* en rastrojo y sabana antrópica; *Acisanthera quadrata*, *Eleocharis minima* y *L. crustacea* en sabana nativa; *L. crustacea* y *L. erecta* en bosque y borde de bosque.

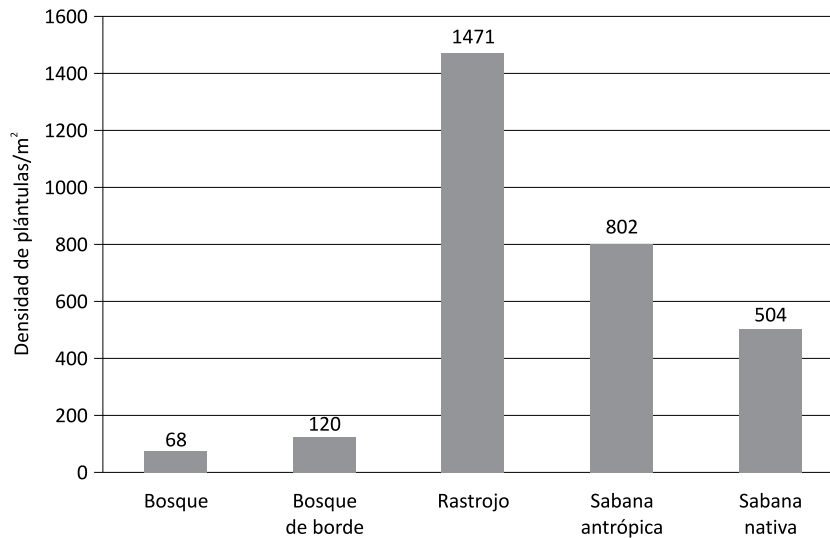


Figura 4. Densidad de plántulas por unidad de vegetación.

Las especies comunes a todas las unidades fueron *L. erecta*, *Lindernia crustacea*, *Sida* sp.2, *Hyptis brevipes*, *Oplismenus* cf. *burmanni* y *Phyllanthus stipulatus*. Las exclusivas en sabana nativa fueron *Acisanthera quadrata*, *Eleocharis minima*, *Bulbostylis* sp., *Lindernia diffusa*, *Bacopa* sp., *Bacopa monnierioides*, *Rhynchospora nervosa*, *Schizachyrium brevifolium*, *Paepalanthus lamarkii*, *A. purpusii*, *Scleria* cf. *distans*. Algunas especies exclusivas de menor abundancia fueron *Talinum paniculatum* de borde de bosque, *Desmodium adscendens* de sabana antrópica y *Piper* sp. de bosque.

VEGETACIÓN EN PIE Y BANCO DE SEMILLAS GERMINABLE

El 62% de la totalidad de especies registradas en el BSG, están presentes en la vegetación en pie. En sabana antrópica se presentó la más alta coincidencia de especies (93%), seguida por sabana nativa (53%) y por último en la unidad de rastrojo (9%). Las especies más representativas fueron *Cochlospermum vitifolium* encontrada en todas las unidades, seguida por *Cyperus* cf. *digitatus*.

DISTRIBUCIÓN DE LAS ESPECIES DEL BSG DURANTE EL PERIODO HIDROLÓGICO EVALUADO

En general las especies registradas presentaron mayor abundancia en la época de lluvias bajas como son *L. crustacea* (5,4%), *A. quadrata* (5,2%), *Bulbostylis* sp. (4,7%) *Eleocharis minima* (4,0%) y *Axonopus compressus* (3,4%). En sabana nativa la densidad fue mayor durante lluvias bajas (377/m²) con respecto a la época de lluvias altas (138/m²), la riqueza de especies fue 5% mayor. En las unidades de bosque se encontró la mayor densidad durante la época de lluvias altas (1458 plántulas/m²) con respecto a la época de lluvias bajas (993/m²), con una riqueza de especies incrementada en un 12% más con respecto a la época seca. Las especies reportadas en este estudio durante el periodo hidrológico evaluado tuvieron una distribución variada, de esta manera encontramos especies que se presentaron durante todo el año (63%) y especies que son exclusivas durante la época de lluvias altas (27%) o en la época de lluvias bajas (10%), como *Cyperus* cf. *luzulae* y *Kyllinga* sp.1 respectivamente.

DISTRIBUCIÓN VERTICAL DEL BANCO DE SEMILLAS

La densidad en el nivel superficial (1910/m²) como se esperaba fue mayor que en el nivel profundo (1055/m²). En el nivel superficial la densidad más alta se registró en rastrojo (937/m²) y en sabana antrópica (560/m²) y la más baja en bosque (42/m²). En el nivel profundo la densidad presentó en estas unidades de vegetación la misma tendencia (Figura 5).

COMPOSICIÓN Y ESTATUS SUCESIONAL

El 96% de la composición se constituyó por especies herbáceas como *R. cf. corymbosa*, *L. erecta*, *L. crustacea*, *A. cuadrata*, *E. minima*, entre otras y el 4% de especies leñosas como *Solanum torvum*, *Piper* sp, *Indeterminada*.3 y *C. vitifolium*. Las especies

herbáceas de sucesión temprana llegaron al 71% y de pioneras al 25%; mientras que las leñosas corresponden a especies de sucesión media (4%). Según el lineamiento de Nave (2005) al establecer el estatus sucesional de las especies de este estudio se catalogarían en su totalidad como especies pioneras.

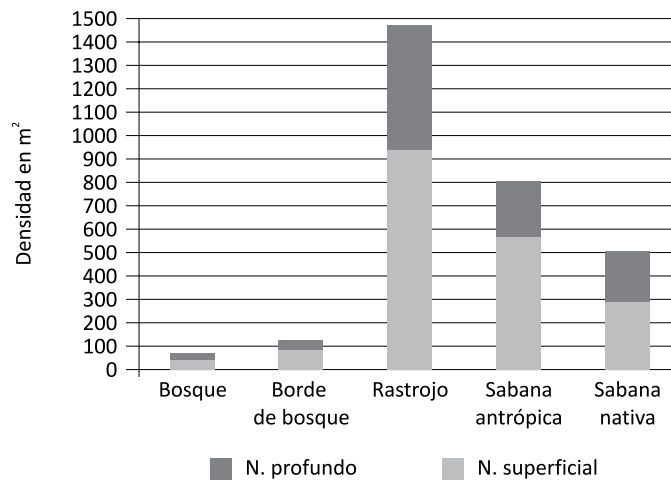


Figura 5. Distribución vertical del banco de semillas en el nivel superficial (0-6 cm) y en el nivel profundo (6-12 cm) para cada tipo de vegetación estudiada.

SÍNDROMES DE DISPERSIÓN DE LAS ESPECIES DEL BANCO

Esta clasificación se realizó con base en los lineamientos de Vargas (2000), Albuquerque *et al.* (2006), Araújo *et al.* (2008) y Bertoncini & Rodrigues (2008). De este modo los síndromes de dispersión de las especies son autocoria (70%), anemocoria (21%), indeterminado (5%), zoocoría (4%).

LITERATURA CITADA

- Acosta, M. y O. Vargas. 2007. Banco de semillas germinable (BSG). En Vargas, O/ Grupo de Restauración Ecológica (eds.), *Estrategias para la restauración ecológica del bosque altoandino. El caso de la Reserva Forestal Municipal de Cogua, Cundinamarca*, Pp. 200-212. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá.
- Albuquerque, L. B., Velázquez, A. & J. Vasconcellos-Neto. 2006. Composição florística de solanaceae e suas síndromes de polinização e dispersão de sementes em florestas mesófilas neotropicais. 31(11): 807-816.
- Alcaldía Municipal de Pore 1998. Esquema de Ordenamiento Territorial (EOT) 1998-2007.
- Alvarez-Aquino, C., Williams-Linera, G. & A. C. Newton. 2005. Disturbance Effects on the Seed Bank of Mexican Cloud Forest Fragments. *Biotrópica* 37(3): 337-342.
- Araújo, F. S., Oliveira, R. F. & L. W. Lima-Verde. 2008. Composição, espectro biológico e síndromes de dispersão da vegetação de um inselbergue no domínio da Caatinga, Ceará. *Rodriguésia* 59 (4): 659-671.
- Bertoncini, A. P. & R. R. Rodrigues. 2008. Forest restoration in an indigenous land considering a forest remnant influence (Avaí, São Paulo State, Brazil). *Forest Ecology and Management* 255: 513-52.
- Blydenstein, J. 1967. Tropical savanna vegetation of the Llanos of Colombia. *Ecology*. 18 (1): 1-15.
- Butler, B. J. & R. L. Chazdon. 1998. Species richness, spatial variation, and abundant of the soil seed bank of a secondary tropical rain forest. *Biotrópica* 30(2): 214-222.
- Cárdenas, C., Posada, C. y O. Vargas. 2002. Banco de semillas germinable de una comunidad vegetal de páramo húmedo sometida a quema y pastoreo (Parque Nacional Natural Chingaza, Colombia). *Ecotrópicos* 15(1): 51-60.

- Cardona, A. 2007. Caracterización del banco de semillas germinable y potencial de regeneración del banco de retoños en tres tipos de vegetación de los alrededores del Embalse de Chisacá. En Vargas, O/Grupo de Restauración Ecológica (eds.), Restauración Ecológica del Bosque Altoandino. Estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores del Embalse de Chisacá. Pp. 241-279. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá.
- Coffin, D. P. & W. K. Lauenroth. 1989. Spatial and temporal variation in the seed bank of a semiarid Grassland. *Amer. J. Bot.* 76(1): 53-58.
- Costa, R. C. & F. S. Araújo. 2003. Densidad de germinación e flora do banco de sementes do solo no final da estação seca, em uma área de caatinga, Quixadá, CE. *Acta Botanica Brasílica* 17(2): 261-266.
- Dalling, J. W. 2002. Ecología de semillas. En Guariaguta, M.R. & G.H. Kattan (eds.), *Ecología y conservación de bosques neotropicales*. Pp. 345-375. Libro Universitario Regional. Ediciones LUR. Costa Rica.
- FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. 1966. Reconocimiento edafológico de los Llanos Orientales Colombia. Tomo III. La vegetación natural y la ganadería en los Llanos Orientales. Roma.
- Fenner, M. & K. Thompson. 2005. *Seed Ecology*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Garwood, N. C. 1983. Seed germination in a seasonal tropical forest in Panama: A community study. *Ecological Monographs* 53(2): 159-181.
- Grombone-Guaratini, M. T. & R. R. Rodrigues. 2002. Seed bank and seed rain in a seasonal semi-deciduous forest in southeastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 18: 759-774.
- Hall, J. B. & M. D. Swaine. 1980. Seed stocks in Ghanaian forest soils. *Biotrópica* 12: 256-263.
- IDEAM - Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. Atlas climatológico de Colombia. Clasificaciones climáticas-Artículo. 2001.[On line]:
- IGAC – Instituto Geográfico Agustín Codazzi. 1977. Zonas de vida o formaciones vegetales de Colombia. Memoria ecológica sobre el mapa ecológico. Subdirección Agrología. Bogotá.
- IGAC – Instituto Geográfico Agustín Codazzi. 1993. Suelos departamento de Casanare. Escala 1: 1'000.000. Subdirección de Agrología. Bogotá.
- IGAC – Instituto Geográfico Agustín Codazzi. 1999. Casanare características geográficas. Bogotá.
- INGEOMINAS - Instituto Colombiano de Geología y Minería. 2004. Aspectos más relevantes de la geomorfología y geología y del Piedemonte Llanero de Colombia. López, E. Bogotá.
- Jaimés, V. y D. Rivera. 1991. Banco de semillas y tendencias en la regeneración natural de un bosque altoandino en la región de Monserrate (Cundinamarca, Colombia). *Perez-Arbelaezia* 3:3-35.
- Kalamees, R. & M. Zobel. 2002. The role of the seed bank in gap regeneration in a calcareous grassland community. *Ecology* 83(4): 1017-1025.
- Kiirikki, M. 1993. Seed bank and vegetation succession in abandoned fields in Karkañi Nature Reserve, Southern Finland. *Ann. Bot. Fennici* 30: 139-152.
- Lawton, R. O. & F. E. Putz. 1988. Natural disturbance and gap-phase regeneration in a wind-exposed tropical cloud forest. *Ecology* 69: 764-777.
- Luzuriaga, A., Escudero, A., Olano, J. M. & J. Loidi. 2005. Regenerative role of seed banks following an intense soil disturbance. *Acta Oecologica* 27:57-66.
- Marks, P. L. & C. L. Mohler. 1985. Succession after elimination of buried seeds from a recently plowed field. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 112(4): 376-382.
- Medina, B. M. & G. W. Fernandes. 2007. The potential of natural regeneration of rocky outcrop vegetation on rupestrian field soils in "Serra do Cipó", Brasil. 30(4): 665-678.

- Miller, P. M. 1999. Effects of deforestation on seed banks in a tropical deciduous forest of western Mexico. *Journal of Tropical Ecology* 15: 179-188.
- Nave, A. G. 2005. Banco de sementes autóctone e alóctone, resgate de plantas e plantio de vegetação nativa na Fazenda Inter-montes, Município de Ribeirão Grande, SP. Ph.D Thesis in Forest Resources. University of São Paulo-USP.
- O'Connor, T.G. & G. A. Pickett. 1992. The influence of grazing on seed production and seed banks of some African savanna grasslands. *Journal of Applied Ecology*. 29: 247-260.
- Oke, O. S., Oladipo, O. T. & A. O. Isichei. 2006. Seed bank dynamics and regeneration in a secondary Lowland Rainforest in Nigeria. *International Journal of Botany*. 2(4): 363-371.
- Paladines, O. 1992. Metodología de pastizales. Manual 1º. Proyecto de Fomento Ganadero. Serie Metodológica. Ministerio de Agricultura y Ganadería y agencia Alemana para la Cooperación. Quito.
- Putz, F. E. & S. Appanah. 1987. Buried seeds, newly dispersed seed, and the dynamics Lowland Forest in Malaysia. *Biotrópica* 19(4): 326-333.
- Quintana-Ascencio, P. F., González-Espinosa, M., Ramírez-Marcial, N., Domínguez-Vásquez, G. & M. Matínez-Icó. 1996. Soil seed banks and regeneration of Tropical Rain Forest from Milpa Fields at the Selva Lacandona, Chiapas, México. *Biotrópica*. 28(2): 192-209.
- Rangel J. O. y A. Velásquez. 1997. Métodos de estudio de la vegetación, en J.O.Rangel, P.D. Lowey & Aguilar, m. Colombia. - Diversidad Biótica II. Bogotá.
- Rangel, J. O. y G. Lozano. 1986. Un perfil de vegetación entre La Plata (Huila) y el volcán Puracé. *Caldasia*, 14(68-70): 53-547.
- Rippstein, G., Serna, R. A. y G. Escobar. 2001. In : Rippstein Georges (ed.), Escobar Germán (ed.), Motta Francisco (ed.). *Agroecología y biodiversidad de las sabanas en los Llanos Orientales de Colombia*. Cali: CIAT, p. 138-185.
- Romero, M., Galindo, G., Otero, J. y D. Armenteras. 2004. *Ecosistemas de la cuenca del Orinoco colombiano*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá.
- Sarmiento, G. 1983. The savannas of tropical America. In Bourliery, F. (ed), *Ecosystems of the World*. Pp 245-248. Ámsterdam.
- Sasaki, R. M., Rondon, J. N., Zaidan, L. B. P. & G. M. Felipe. 1999. Number of buried seeds and seedlings emergence in cerrado, cerrado and gallery forest soils at Pedregulho, Itirapina (SP), Brazil. *Revista Brasileira de Botânica* 22(2): 147-152.
- Skoglund, J. 1992. The role of seed banks in vegetation dynamics and restoration of dry tropical ecosystems. *J. Veg. Sci.* 3: 357-360.
- Sokal, R. y F. Rohlf. 1979. *Biometría. Principios y métodos estadísticos en la investigación biológica*. H. Blume ediciones. Madrid, España.
- Suárez, L. E. 2010. Caracterización de la vegetación en un sector del piedemonte en Pore, Casanare (Colombia). Tesis de grado para optar el título de Bióloga. Facultad de Ciencias. Programa de Biología. Fundación Universitaria Internacional del Trópico Americano (UNITROPICO). En preparación.
- Thompson, K. & J. P. Grime. 1979. Seasonal variation in the seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats. *Journal of Ecology* 67, 893-921.
- Thompson, K., Hodgson, J.G. & K. G. Gaston. 1998. Abundante-range size relationships in the herbaceous flora of central England. *Journal of Ecology* 86: 439-448.
- Torrijos, P. y O. Vargas. 2007. La sucesión temprana en potreros abandonados. Bancos de semillas y efectos de remoción. En Vargas, O./Grupo de Restauración Ecológica (eds.), *Estrategias para la restauración ecológica del bosque altoandino. El caso de la Reserva Forestal Municipal de Cogua, Cundinamarca*, Pp. 100-118. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá.
- Torrijos, P., Rangel, J. O. y G. Rippstein. 2001. Quema y sucesión secundaria de la vegetación en el Centro de Investigación Agropecuaria Carimagua. En Rippstein, G., G. Escobar & F. Motta (eds.), *Agroecología y biodiversidad de las sabanas en los llanos orientales de Colombia*. Pp. 64-80. Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT). Cali.

- Trujillo, L. y O. Vargas. 2007. Bancos de semillas en bordes de bosque. En Vargas, O/Grupo de Restauración Ecológica (eds.), *Estrategias para la restauración ecológica del bosque altoandino. El caso de la Reserva Forestal Municipal de Cagua, Cundinamarca*, Pp. 237-248. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá.
- Vargas, O. 2000. Síndromes de dispersión, polinización y sistemas sexuales de los árboles nativos de la Estación Biológica La Selva y áreas circundantes. Edición 1: 1-15. Versión electrónica.
- Viña, A. & J. Cavelier. 1999. Deforestation Rates (1938 - 1988) of Tropical Lowland Forests on the Andean Foothills of Colombia. *Biotrópica* 31(1): 31-36.



32. RESILIENCIA EN BOSQUES TROPICALES HÚMEDOS: REENSAMBLAJE DE LAS COMUNIDADES DE ÁRBOLES EN BOSQUES SECUNDARIOS

Natalia Norden¹, Robin L. Chazdon^{1*}, Anne Chao², Yi-Huei Jiang², Braulio Vilchez-Alvarado³

¹Departamento de Ecología y de Biología Evolutiva, Universidad de Connecticut Storrs, CT, USA 06269-3043.

²Instituto de Estadística, Universidad Nacional Tsing Hua University, Hsin-Chu, Taiwan 30043

³Escuela de Ingeniería Forestal, Instituto Tecnológico de Costa Rica, Cartago, Costa Rica

Una versión en inglés de este trabajo fue publicada en la revista *Ecology Letters* (2009) 12:385-394.

INTRODUCCIÓN

Entender la dinámica sucesional de un ecosistema degradado es particularmente importante en áreas tropicales, en donde la respuesta a la perturbación tiene implicaciones esenciales no solamente en términos de biodiversidad, sino también para la rehabilitación de servicios ambientales (Harvey *et al.* 2008). Algunos investigadores afirman que, cuando un bosque tropical ha sido degradado, la reconstitución de la flora original es improbable, dado que el sistema y sus funciones han sido alterados (Turner *et al.* 1997, Brook *et al.* 2006). Otros argumentan que estos bosques debido a su gran biodiversidad, muestran un alto grado de resiliencia y por ende pueden servir de reservorios de biodiversidad para especies de bosque maduro (Wright y Muller-Landau 2006). Estas dos visiones se enmarcan en un contexto teórico de dinámica de equilibrio y de no-equilibrio. Según la teoría del equilibrio o teoría de nichos, la dinámica de especies está gobernada por procesos determinísticos, lo que se ve reflejado en una estrecha relación entre los atributos funcionales que caracterizan las especies y el medio ambiente (Tilman 1982, Terborgh *et al.* 1996). Al contrario, la teoría del no-equilibrio, también conocida como teoría neutral, predice que la composición florística de las comunidades fluctúa azarosamente según contingencias históricas y eventos aleatorios de dispersión (Hubbell 2001).

La mayoría de los estudios sucesionales muestra que la recomposición de la flora original es raramente total, incluso después de varias décadas de sucesión (Turner *et al.* 1997, Barlow *et al.* 2007). Por esto, se ha generado un debate en el que se cuestiona el potencial de regeneración de los bosques secundarios (Wright y Muller-Landau 2006, Gardner *et al.* 2007, Laurance 2007). Sin embargo, obtener una respuesta clara a esta pregunta es muy difícil, dado que la recuperación de los bosques secundarios a nivel florístico es un proceso muy lento. Además, no existen datos a largo plazo sobre cambios de vegetación en bosques secundarios por más de 20 años (Chazdon *et al.* 2007). Estas limitaciones han frenado la posibilidad de probar hipótesis teóricas acerca de los procesos que gobiernan el reensamblaje florístico de bosques degradados.

En este estudio, evaluamos la composición florística de bosques secundarios en distintos estados del ciclo de vida (plántulas, juveniles y árboles) para determinar la importancia relativa de procesos determinísticos y neutrales en la reestructuración de las comunidades de plantas después de ser degradadas. La abundancia relativa de las especies de plántulas y juveniles es potencialmente un buen predictor de los cambios florísticos que ocurrirán en la comunidad a largo plazo (Guariguata *et al.* 1997, Peña-Claros 2003, Lozada *et al.* 2007). El estudio de los estados tempranos es entonces una herramienta muy útil para pronosticar las trayectorias que potencialmente seguirán estas comunidades durante la sucesión (Capers *et al.* 2005). Si el reensamblaje de la comunidad está gobernado por procesos determinísticos, se espera que haya convergencia entre la composición florística de los tallos pequeños en bosques secundarios y la de los tallos adultos en bosques maduros (Finegan 1996, Guariguata *et al.* 1997, Peña-Claros 2003). En cambio, si el reensamblaje depende de eventos fortuitos de dispersión, los patrones sucesionales deberían mostrar un alto nivel de estocasticidad en las trayectorias sucesionales (Vandermeer *et al.* 2004). Para probar estas distintas alternativas, investigamos el potencial de regeneración de estos ecosistemas. Reunimos un juego de datos único que comprende datos de abundancia de especies de árboles y palmas de dosel en los estados de plántula, juvenil y adulto en 6 parcelas de 1 hectárea en bosques secundarios y maduros, localizados en tierras bajas de Costa Rica. Más específicamente, evaluamos la variación de la composición específica entre distintas clases de tamaño y entre las parcelas de distinto estado sucesional para probar si existe una convergencia florística entre bosques secundarios y bosques maduros, y en qué categoría de tamaño se ve este patrón. Luego, comparamos la abundancia relativa de las especies de tallos pequeños en bosques secundarios con la abundancia relativa de especies de árboles en bosques maduros, para probar si la similitud florística entre estos dos ensamblajes aumenta a través de la sucesión. Finalmente, comparamos la composición específica de árboles reclutados en parcelas de bosque secundario, con la de árboles en parcelas de bosque maduro para probar si la convergencia florística ocurre en individuos adultos.

MÉTODOS

SITIO DE ESTUDIO

Este estudio se realizó en la Estación Biológica La Selva y en sus alrededores, al noreste de Costa Rica. Esta región está compuesta por parches de bosque tropical húmedo maduro y secundario, pastizales inducidos por ganadería y áreas agrícolas. De seis parcelas de 1 hectárea, dos se encuentran en bosques secundarios jóvenes (EB y JE, ambos de 12 años de edad en 2006), dos en bosques secundarios de edad intermedia (LSUR, 21 años de edad; y LEPS, 29 años de edad en 2006), y dos en bosques maduros (LEPP y SV). Las dos parcelas de bosque secundario intermedio y una de las parcelas de bosque maduro (LEPP) se localizaron dentro de la Estación Biológica La Selva, aproximadamente a 1-3 km la una de la otra. Las otras tres parcelas son propiedad privada y están localizadas a 6 km al oeste de la estación. Todas las parcelas de bosque secundario eran previamente pastizales. Los censos de árboles se hicieron en 1997 en las dos parcelas de edad intermedia (LSUR y LEPS), y los juveniles y las plántulas son monitoreados desde 1998. Los censos en los otros sitios (JE, EB, LEPP, SV) se hicieron en 2005 - 2006. Cada parcela tiene una superficie de 50 × 200 m, dividida en 50 subparcelas de 10 × 10 m. En cada parcela, todos los tallos de DAP ≥ 5 cm fueron identificados, marcados y medidos cada año desde el inicio del monitoreo. Los juveniles (1-4.9 cm de DAP) se registraron en 5 bandas de 5 × 200 m de largo, localizadas cada 10 m dentro de la parcela (superficie de 0.5 ha). Las plántulas < 1 cm de DAP y de altura superior a 20 cm se registraron en 5 bandas de 2 × 200 m de largo, localizadas cada 10 m dentro de la parcela (superficie de 0.2 ha). Todas las plantas leñosas que no fueran árboles o palmas de dosel se excluyeron de los censos (especies que no exceden 15 m de altura en promedio en individuos adultos). Nos referimos a todos los individuos de más de > 5 cm de DAP como “árboles”, así esto incluya algunas especies de palmas de dosel. En la mayoría de los análisis aquí presentados usamos datos de 2006, pues este fue el único año en donde se tenían datos para todas las parcelas y en todas las categorías de tamaño.

SIMILITUD FLORÍSTICA ENTRE PARCELAS Y ENTRE CATEGORÍAS DE TAMAÑO

Se evaluó la similitud florística entre parcelas y clases de tamaño usando el estimador de Chao-Jaccard (Chao *et al.* 2005). Este índice se calculó utilizando el programa EstimateS (v. 8.0, Colwell 2004), para calcular los errores estándar asociados se hizo un bootstrap de 200 aleatorizaciones. Para ilustrar las similitudes entre pares de parcelas y de categorías de tamaño, realizamos un NMDS (non-metric multidimensional scaling) en el programa estadístico R (v. 2.7.2; R Core Team Development 2008). Evaluamos la variación de la composición florística entre tipos de bosque (secundario vs. maduro) para cada categoría de tamaño, con un análisis de varianza basado en las matrices de abundancia entre parcelas (MANOVA no paramétrico).

Para evaluar el potencial de regeneración de los bosques secundarios, comparamos la abundancia de especies de plántulas y juveniles en cada parcela de bosque secundario con la abundancia de especies de árboles en cada parcela de bosque maduro usando el índice de similitud de Horn (Horn 1966). Los detalles de los cálculos y conceptos teóricos de este índice se encuentran en Jost (2006). De igual manera, extendimos este análisis a la categoría de tamaño más grande para entender mejor las tasas de cambio en la composición florística, que ocurren en la comunidad de árboles adultos. Para esto comparamos la composición específica de los árboles reclutados recientemente (> 5 cm de DAP) entre 2005 y 2007 en bosques secundarios, con la composición florística de árboles en bosques maduros en 2006.

Usar parcelas de distintas edades para reconstruir cambios sucesionales en la composición florística, supone que a través del tiempo dentro de una parcela ocurren cambios similares a los observados en una cronosecuencia (Chazdon *et al.* 2007, Johnson y Miyanishi 2008). Si esto es cierto, la similitud florística entre bosques secundarios y maduros debería aumentar dentro de una misma parcela, a medida que la sucesión avanza. Para probar esta hipótesis, usamos el índice de Horn para comparar la similitud florística entre bosques secundarios y bosques maduros, en dos estados sucesionales distintos de una misma parcela. Comparamos la composición florística de los ensamblajes de plántulas y de juveniles en las dos parcelas de bosque intermedio en 1998 y en 2006, con la composición florística de los ensamblajes de árboles en bosque maduro en 2006.

RESULTADOS

La composición florística de los ensamblajes de árboles mostró importantes cambios entre parcelas de distintos estados sucesionales (joven, intermedio y maduro). El primer eje del gráfico de ordenación mostró un gradiente en la composición florística de árboles, entre las parcelas de bosques secundarios y maduros (Figura 1). Estos patrones de disimilaridad fueron independientes de la distancia espacial entre las parcelas (prueba parcial de Mantel: $R = 0.76$, $P < 0.01$). Las comunidades de plántulas y juveniles, en cambio, mostraron patrones muy distintos, situándose de manera agregada en el centro del espacio de ordenación,

sin importar mucho el estado sucesional de la parcela. Las diferencias en composición florística entre los bosques secundarios y maduros fueron significativas para los árboles (MANOVA no paramétrico: $F = 7.98$; $gl = 1$; $P < 0.001$), pero no para los juveniles (MANOVA no paramétrico: $F = 2.63$; $gl = 1$; $P = 0.35$), ni para las plántulas (MANOVA no paramétrico: $F = 0.01$; $gl = 1$; $P = 0.76$). Además, la cantidad de varianza en la abundancia de especies explicada por el tipo de bosque (secundario vs. maduro), disminuyó con la categoría de tamaño ($R^2 = 0.66$, $R^2 = 0.40$ y $R^2 = 0.01$ para árboles, juveniles y plántulas respectivamente).

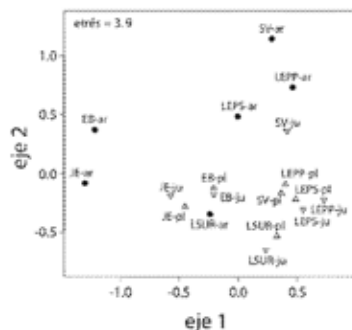


Figura 1. Gráfico ilustrando el NMDS para los árboles (ar, círculos), juveniles (ju, triángulos invertidos) y plántulas (sg, triángulos) en parcelas de bosque joven (EB, JE), intermedio (LSUR, LEPS), y maduro (LEPP, SV).

Exploramos cuales son las especies que más contribuyeron a la convergencia observada entre tallos pequeños de bosque secundario y árboles de bosque maduro, correlacionando la abundancia promedio de las especies de plántulas en bosques secundarios, con la abundancia promedio de las especies de árboles en (i) bosques secundarios y en (ii) bosques maduros. La composición de los árboles de dosel en los ensamblajes de plántulas en los bosques secundarios, fue una mezcla de especies típicas de bosques secundarios y maduros (Figura 2). A pesar de que la varianza en la abundancia promedio de especies de plántulas en las parcelas de bosque secundario, fue mejor explicada por la abundancia promedio de especies de árboles en estas mismas parcelas ($R^2 = 0.35$; Figura 2a), esta variable también mostró una correlación significativamente positiva con la abundancia promedio de especies de árboles en las parcelas de bosque maduro ($R^2 = 0.26$; Figura 2b). El ensamblaje de plántulas en las parcelas de bosque secundario, se compuso de varias especies tolerantes a la sombra que son abundantes como adultos en bosques maduros, pero raros en bosques secundarios (Figura 2; ej., *Brosimum lactescens*, *Hirtella media*, *Miconia guianensis*, *Welfia regia*). De las 86 especies que ocurrieron como plántulas en las parcelas de bosque secundario, 15 (17%) no tenían árboles en ninguna de estas parcelas, lo que indica que una fracción significativa de la comunidad de plántulas está constituida por especies inmigrantes. De estas 15 especies, 14 se encontraban en las parcelas de bosque maduro como árboles. Sin embargo, un promedio de 86% de los individuos que componen el estrato de plántulas en las parcelas de bosques secundarios, pertenecieron a especies presentes en estas parcelas como árboles. Las especies dominantes de estas parcelas fueron especies generalistas que se encontraron en bosques secundarios y maduros en todas las categorías de tamaño (Figura 2; ej., *Euterpe precatoria*, *Iriartea deltoidea*, *Pentaclethra macroloba*, *Socratea exorrhiza*).

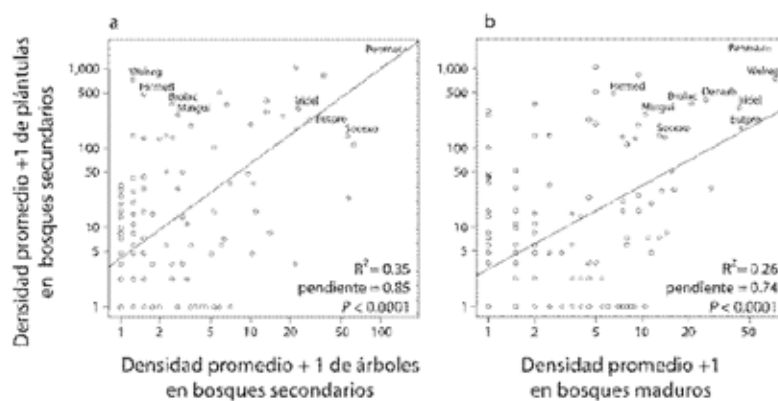


Figura 2. Relación entre la abundancia promedio de especies de plántulas en bosques secundarios y la abundancia promedio de árboles en bosques (a) secundarios y (b) maduros. Los valores tuvieron una transformación logarítmica, de manera que un valor de 1 equivale a una abundancia nula. Las abreviaciones de las especies corresponden a las tres primeras letras del género y de la especie, y están listadas en una tabla Suplementaria.

Las comparaciones por pares entre la abundancia de especies de plántulas/juveniles en cada parcela de bosque secundario y la abundancia de especies de árboles en cada parcela de bosque maduro, mostraron que los bosques secundarios de edad intermedia son más similares los bosques maduros que los bosques jóvenes. (Figura 3a, b). La similitud entre los ensamblajes de plántulas en bosques secundarios de edad intermedia y los ensamblajes de árboles en bosques maduros también aumentó a través de 8 años de monitoreo (Figura 3c). Los juveniles mostraron el mismo patrón solo para una de las dos parcelas de bosque de edad intermedia (LSUR). En la otra (LEPS), la similitud entre el ensamblaje de juveniles y los ensamblajes de árboles de los bosques maduros mostró un declive a través del tiempo.

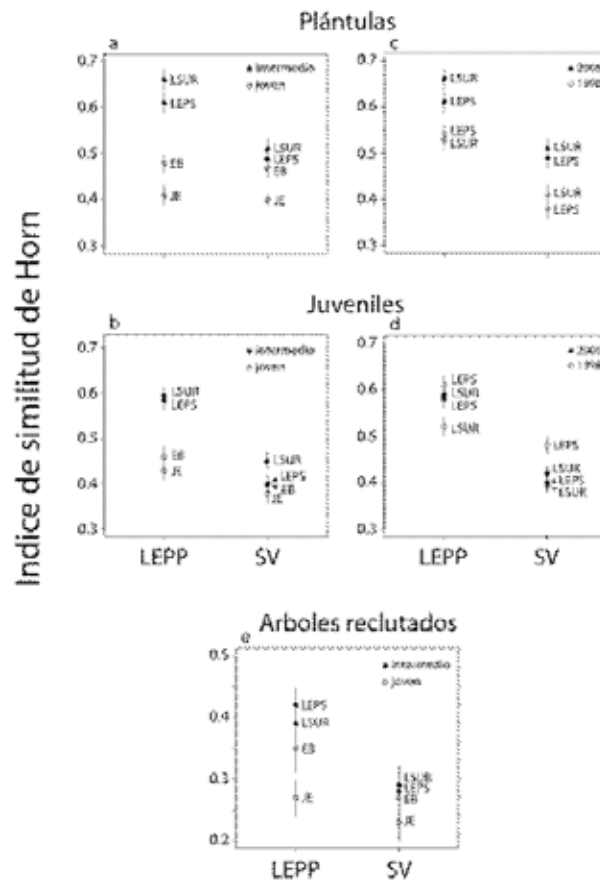


Figura 3. Valores del índice de similitud de Horn comparando (a) plántulas, (b) juveniles y (c) árboles reclutados en parcelas de bosque joven (EB, JE) e intermedio (LSUR, LEPS) con árboles en parcelas de bosque (LEPP, SV). Los círculos llenos y vacíos corresponden a los bosques secundarios jóvenes e intermedios respectivamente.

Por último, las especies de árboles reclutados entre 2005 y 2007 en bosques de edad intermedia fueron más similares a los ensamblajes de árboles en bosques maduros, que las especies de árboles reclutados durante el mismo periodo en bosques jóvenes (Figura 3e).

DISCUSIÓN

RESILIENCIA EN EL REENSAMBLAJE FLORÍSTICO

Nuestro estudio provee fuerte evidencia a favor del modelo de equilibrio como la principal fuerza que determina la dinámica sucesional de estos bosques secundarios. La composición florística de estos bosques secundarios mostró una clara convergencia con los bosques maduros. Esto gracias al establecimiento exitoso de plántulas, juveniles y árboles jóvenes pertenecientes a especies de árboles y palmas de dosel de los bosques maduros. Los tallos pequeños representan entonces una transición en la composición florística entre los bosques secundarios y los bosques maduros.

Esta convergencia puede tomar varias décadas, dado el lento crecimiento de las plantas en el sotobosque. Sin embargo, el hecho de que esta convergencia florística también se observe en las categorías de tamaño más grandes brinda una visión muy optimista sobre el potencial de regeneración de estos bosques. Por ejemplo, los bosques de edad intermedia reclutaron varios individuos de palmas de dosel (ej., *Euterpe precatoria*, *Iriartea deltoidea*, *Socratea exorrhiza*) y de árboles (ej., *Brosimum lactescens*, *Pterocarpus rohrii*) típicos de bosques maduros de la región; mientras que los bosques jóvenes reclutaron más que todo individuos de especies pioneras (ej. *Cecropia obtusifolia*, *Rollinia pittieri*, *Simarouba amara*).

El reensamblaje de las comunidades en estos bosques secundarios también se facilitó por la presencia de varias especies generalistas, abundantes en bosques maduros y secundarios en todas las categorías de tamaño. Por ejemplo, *Pentaclethra macroloba* se encontró entre las cinco especies más abundantes de árboles y de plántulas en todas las parcelas. Palmas de dosel como *Euterpe precatoria*, *Iriartea deltoidea* y *Socratea exorrhiza* fueron también muy abundantes en todas las categorías de tamaño en ambos tipos de bosque. La gran abundancia de estas especies está probablemente ligada al hecho que fructifican continuamente todo el año, proveyendo una fuente constante de propágulos (Vilchez *et al.* 2007).

El reclutamiento exitoso de las especies de bosque maduro en estos bosques secundarios y la presencia de especies generalistas en el área le confiere a este ecosistema altos niveles de resiliencia. Esta situación está sin embargo ligada a la proximidad de parches de bosque maduro en la región y a la presencia de una comunidad de dispersores casi intacta (Murray *et al.* 2008). La rápida recomposición florística de estos bosques secundarios se debe entonces a tres factores clave: la presencia de parches de bosque maduro, altos niveles de dispersión y la presencia de especies generalistas en la flora regional.

CONTINGENCIAS HISTÓRICAS Y VARIACIÓN EN LAS TRAYECTORIAS SUCESIONALES

El hecho de que los bosques sucesionales muestren una convergencia gradual con los bosques maduros no implica que la sucesión vegetal siempre siga una trayectoria única. El tipo de uso de la tierra, los factores ambientales y la presencia o no de parches de bosques aledaños afectan considerablemente el reensamblaje de las comunidades en bosques secundarios (Chazdon 2008). En este estudio, una fracción de la variabilidad encontrada en los patrones sucesionales entre parcelas de edad similar fue el resultado de interacciones complejas. Por ejemplo, a pesar de que las dos parcelas de bosque joven (EB y JE) están localizadas la una al lado de la otra, EB mostró una mayor similitud florística con las comunidades de árboles de bosque maduro que JE. De hecho, EB fue la única parcela en donde varios árboles remanentes quedaron en los pastizales luego de la tala. Esto sugiere que estos árboles tienen un efecto positivo y duradero en la recuperación del bosque (Schlawin y Zahawi 2008).

Dadas estas consideraciones, varios autores han cuestionado la hipótesis central que asumen los estudios de cronosecuencia (Chazdon *et al.* 2007, Johnson y Miyanishi 2008). En este estudio, controlamos esta limitación usando datos a largo plazo sobre dinámica de plántulas y juveniles en las dos parcelas de bosque secundario de edad intermedia (LSUR y LEPS). Los ensamblajes de plántulas en estas parcelas sí mostraron un reensamblaje florístico sobre un periodo de 8 años de monitoreo. Esto confirma que las diferencias observadas entre los bosques jóvenes y los de edad intermedia sí refleja un proceso de dinámica sucesional que posiblemente ocurre dentro de cada sitio a través del tiempo. En los juveniles, sin embargo, este patrón fue observado solo en LSUR. En LEPS, la similitud entre el ensamblaje de juveniles y los ensamblajes de árboles en bosques maduros decayó a lo largo de los 8 años. Este declive fue en parte por un pico de reclutamiento de dos palmas de dosel, *Socratea exorrhiza* y *Iriartea deltoidea*, como juveniles. Si esta sobrepoblación no es regulada en un futuro por procesos denso-dependientes, ésta se mantendrá, dando lugar a un bosque secundario con una trayectoria sucesional muy distinta (Vandermeer *et al.* 2004).

CONSECUENCIAS PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS BOSQUES SECUNDARIOS

Nuestro estudio muestra que los bosques que regeneran naturalmente después de perturbaciones de origen humano pueden servir como refugios y reservorios de biodiversidad para muchas especies de bosque maduro. Nuestros resultados presentan tal vez un escenario muy optimista, ya que las condiciones para la regeneración son ideales. Sin embargo, otros estudios apuntan hacia resultados similares en otras regiones, como la Amazonía boliviana (Peña-Claros 2003), o la costa Este de Brasil (Alves y Metzger 2006). Desafortunadamente, estos esperanzadores resultados no son el caso en otras regiones tropicales, en donde los parches de bosque maduro están ausentes o en un estado muy degradado, y la comunidad de dispersores está localmente extinta (Turner *et al.* 1997). Dado que los bosques maduros siguen siendo talados indiscriminadamente, necesitamos encontrar una solución integral que requiere un conocimiento profundo sobre los procesos de regeneración natural en estas tierras degradadas.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a Jeanette Paniagua, Bernal Paniagua, y a Juan Romero por su ayuda en el trabajo de campo; y a Orlando Vargas, José González, y Nelson Zamora por su ayuda con la identificación de plántulas, juveniles y árboles. También agradecemos al personal de La Selva y la OET. Este estudio fue financiado por la National Science Foundation, por la Fundación Andrew W. Mellon y por la Universidad de Connecticut. Toby Gardner and Susan Letcher proporcionaron comentarios que fueron muy útiles para la publicación de este artículo en la revista *Ecology Letters*.

LITERATURA CITADA

- Alves, L. F. y J. P. Metzger. 2006. A regeneração florestal em áreas de floresta secundária na Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP. *Biota Neotropica*, 6, <http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?article+bn00406022006>.
- Brook, B. W., Bradshaw, C. J. A., Pin Koh, L. & N. S. Sodhi. 2006. Momentum drives the crash: Mass extinction in the tropics. *Biotropica*, 38, 302-305.
- Capers, R. S., Chazdon, R. L., Redondo-Brenes, A. & B. Vilchez-Alvarado. 2005. Successional dynamics of woody seedling communities in wet tropical secondary forests. *J. Ecol.*, 93, 1071-1084.
- Chao, A., Chazdon, R. L., Colwell, R. K. & T. J., Shen. 2005. A new statistical approach for assessing similarity of species composition with incidence and abundance data. *Ecol. Lett.*, 8, 148-159.
- Chazdon, R. L. 2008. Chance and determinism in tropical forest succession. In: *Tropical Forest Community Ecology* (eds Carson, W.P. y Schnitzer, S.A.) Blackwell, Malden, pp. 384-408.
- Chazdon, R. L., Letcher, S. G., van Breugel, M., Martínez-Ramos, M., Bongers, F. & B. Finegan. 2007. Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forests following major disturbances. *Philos. Trans. R. Soc. London.*, 362, 273-289.
- Colwell, R. K. 2004. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. v. 8.0 (<http://purl.oclc.org/estimates>).
- Finegan, B. 1996. Pattern and process in neotropical secondary rain forest: the first 100 years of succession. *Trends Ecol. Evol.*, 11, 119-124.
- Gardner, T. A., Barlow, J., Parry, L. W. & C. A. Peres. 2007. Predicting the uncertain future of tropical forest species in a data vacuum. *Biotropica*, 39, 25-30.
- Guariguata, M. R., Chazdon, R. L., Denslow, J. S., Dupuy, J. M. & L. Anderson. 1997. Structure and floristics of secondary and old-growth forest stands in lowland Costa Rica. *Plant Ecol.*, 132, 107-120.
- Harvey, C. A., Komar, O., Chazdon, R. L., Ferguson, B. G., Finegan, B., Griffith, D. M., Martínez-Ramos, M., Morales, H., Nigh, R., Soto-Pinto, L., van Breugel, M. & M. Wishnie. 2008. Integrating agricultural landscapes with biodiversity conservation in the Mesoamerican hotspot. *Cons. Biol.*, 22, 8-15
- Horn, H. 1966. Measurement of "overlap" in comparative ecological studies. *Am. Nat.*, 100, 419-424.
- Hubbell, S. P. 2001. *The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography*. Princeton University Press, Princeton.
- Johnson, E. A. & K. Miyanishi. 2008. Testing the assumptions of chronosequences in succession. *Ecol. Lett.*, 11, 419-431.
- Jost, L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos*, 113, 363-375.
- Laurance, W. F. 2007. Have we overstated the tropical biodiversity crisis? *Trends Ecol. Evol.*, 22, 65-70.
- Lozada, T., de Koning, G.H.J., Marché, R., Klein, A. M. & T. Tschardtke. 2007. Tree recovery and seed dispersal by birds: Comparing forest, agroforestry, and abandoned agroforestry in coastal Ecuador. *Perspect. Plant. Ecol. Evol.*, 8, 131-140
- Murray, K. G., Willet-Murray, K., Roberts, J., Horjus, K., Haber, W. A., Zuckowski, W., Kuhlmann, M. & T. M., Long-Robinson. 2008. The roles of disperser behavior and physical habitat structure in regeneration of post-agricultural fields. In: *Post-agricultural Succession in the Neotropics* (ed. Myster, R.W.) Springer, New York, NY, pp. 192-215.

- Peña-Claros, M. 2003. Changes in forest structure and species composition during secondary forest succession in the Bolivian Amazon. *Biotropica*, 35, 450–461.
- R Core Team Development. 2008. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. v. 2.7.2 (<http://www.R-project.org>).
- Schlawin, J. R. & R. A. Zahawi. 2008. ‘Nucleating’ succession in recovering neotropical wet forests: The legacy of remnant trees. *J. Veg. Sci.*, 19, 485-492.
- Terborgh, J., Foster, R.B. & P. Núñez V.. 1996. Tropical tree communities: A test of the nonequilibrium hypothesis. *Ecology*, 77, 561-567.
- Tilman, D. 1982. *Resource Competition and Community Structure*. Princeton University Press, Princeton.
- Turner, I. M., Wong, Y. K., Chew, P. T. & A. bin Ibrahim. 1997. Tree species richness in primary and old secondary tropical forest in Singapore. *Biodivers. Conserv.*, 6, 537-543.
- Vandermeer, J., Granzow de la Cerda, I., Perfecto, I., Boucher, D., Ruiz, J. & A. Kaufmann. 2004. Multiple basins of attraction in a tropical forest: Evidence for a nonequilibrium community structure. *Ecology*, 85, 575-579.
- Vilchez, B., Chazdon, R. L. y W. Alvarado. 2007. Fenología reproductiva de las especies del dosel superior en seis sitios de la Región Huetar Norte de Costa Rica. *Kuru: Revista Forestal Costa Rica*, 4, 1-16.
- Wright, S.J. & H. C. Muller-Landau. 2006. The future of tropical forests species. *Biotropica*, 38, 287-30.



33. CONSERVACIÓN Y RESTAURACIÓN DE UN BOSQUE SIEMPREVERDE EN EL CENTRO-SUR DE CHILE

Fernando Bustos Véliz¹ y Pablo Donoso Hiriart²

*Instituto de Silvicultura, Universidad Austral de Chile, casilla 567, Valdivia, Chile.
fernandobustosv@gmail.com¹; fernandobustos@uach.cl¹; pdonoso@uach.cl²*

RESUMEN

El tipo forestal siempreverde en Chile cubre 4,3 millones de ha, las cuales se concentran en las Cordilleras de Los Andes y La Costa entre los 40 y 45° S. En la depresión intermedia, el tipo forestal es escaso debido al reemplazo de éstos para la agricultura y la ganadería, y en las últimas tres décadas para establecer plantaciones forestales de especies exóticas con *Pinus radiata* y *Eucalyptus* sp. A pesar de ello, algunas empresas que poseen el sello de certificación forestal han sido obligadas a recuperar superficies de bosque nativo en sectores donde la matriz es de bosque nativo y se encuentran enclaves de plantaciones. El proyecto que se describe en este estudio responde a una situación de este tipo, y sus objetivos son: a) entregar las pautas para la reconversión inmediata de un rodal de 3,6 ha que será utilizado como referencia para las actividades posteriores, y b) identificar las etapas requeridas para la reconversión total de 41 ha de plantaciones exóticas de *Eucalyptus nitens* hacia una condición de bosque nativo de similares características de composición que el bosque nativo del tipo forestal Siempreverde que rodea a la plantación y que está clasificado como de Alto Valor de Conservación. Para lograr los objetivos propuestos en el rodal utilizado como referencia se realizaron tres tratamientos de corta de los Eucalyptus: tala rasa, protección en fajas con espacios entre ellas de 12 metros (3 hileras de *Eucalyptus nitens* x 3 hileras cortadas) y con espacios de 18 metros (3 hileras de *E. nitens* x cinco hileras cortadas). En cada una de las tres parcelas correspondientes a tres tratamientos se establecieron subparcelas para evaluar la regeneración natural y para evaluar plantaciones con cinco especies nativas pioneras en estos ecosistemas, de modo de comparar la regeneración natural vs. la artificial. Cada subparcela es monitoreada anualmente a través de las variables de tamaño y calidad de las plántulas, junto a algunas variables climáticas, para determinar las mejores opciones de recuperación del bosque. En un segundo rodal, de 37,4 ha, cosechado en el verano 2008-2009, se instalaron 40 parcelas para la evaluación de la regeneración natural, y 36 parcelas de 80 m² cada una para evaluar el comportamiento de plantaciones de las mismas especies que en el rodal anterior con excepción de una que mostró baja sobrevivencia. Los resultados preliminares muestran que *Nothofagus dombeyi* es la especie que mejor se comporta entre las plantadas, y que la regeneración natural es escasa y dominada por especies arbustivas de la familia de las mirtáceas y algunas arbóreas como *Persea lingue*, *Aextoxicon punctatum*, *Laureliopsis philippiana*, *Eucryphia cordifolia* y otras pioneras como *Aristotelia chilensis* y *Lomatia hirsuta* en los sectores de bordes. Si bien el proyecto original dura cuatro años es altamente conveniente monitorear el comportamiento de la regeneración artificial y natural, así como variables climáticas, al menos hasta que se logre una cubierta de vegetación nativa homogénea en los rodales, que garantice el avance de la sucesión secundaria hacia un bosque Siempreverde.

Palabras clave: Bosque siempreverde, conservación, restauración y *Nothofagus dombeyi*.

ABSTRACT

The evergreen forest in Chile covers 4,3 million ha that concentrate in the Andean and Coastal mountains, between 40 and 45° S. In the Central Depression the forest type is scarce due to its replacement for agriculture and lately for plantations of exotic species of *Pinus radiata* and *Eucalyptus* sp. In spite of this, some forest companies that have serious certification seals have been mandated to recover the native forests in areas where the matrix is native forest with some stands in between with exotic plantations. This project responds to a situation like this, and its objectives are: a) to provide the guidelines for prompt recovery of native forests in a 3,6 ha stand that will be used as a reference for future restoration efforts, and b) identify the stages needed for the total restructuring of 41 ha of exotic plantations of *Eucalyptus nitens* towards a native classified forest of high value of conservation. For this we conducted three harvesting treatments of the *Eucalyptus* plantation in the 3,6 ha stand: clearcut, strip clearcut with three rows of *Eucalyptus* by three rows without it, and the same but with five rows of *Eucalyptus* cut. In each plot we established subplots to evaluate regeneration. In addition in order to probably accelerate the restoration of the native forest a plantation of five different species was conducted. To this information we add climatic measurements in order to conclude in the future on which are the better options for the recovery of the native forest. In a second stand of 37,4 ha, harvested during the 2008-2009 spring-summer, we put 40 regeneration plots and 36 80 m² plots to evaluate the behavior of plantations of

the same species planted in the first stand except for one that showed a low survival. Preliminary results show that *Nothofagus dombeyi* is the species with better performance, and that natural regeneration is scanty and dominated by shrub species in the family Myrtaceae and some trees as *Persea lingue*, *Aextoxicon punctatum*, *Laureliopsis philippiana*, *Eucryphia cordifolia* and other pioneers like *Aristotelia chilensis* and *Lomatia hirsuta* in the areas of edges. Although the original project lasts for 4 years it is highly recommendable to monitor the performance of natural and artificial regeneration, and climatic variables, at least until a high cover of native vegetation is achieved so that succession is guaranteed towards an Evergreen forest.

Key words: Evergreen forest, conservation, restoration and *Nothofagus dombeyi*

INTRODUCCIÓN

El tipo forestal Siempreverde es el de mayor extensión en Chile (4,3 M ha), y si bien su extensión cubre varios grados de latitud, su mayor concentración está entre los 40 y 45° S en las cordilleras de Los Andes y de La Costa. En la Depresión Intermedia en este rango es escaso debido a que históricamente estos terrenos han sido sustituidos para la agricultura y ganadería, y en las últimas tres décadas por plantaciones de *Pinus radiata* y *Eucalyptus* sp. En este contexto algunas empresas forestales certificadas con sellos internacionales de alto prestigio han debido iniciar actividades de recuperación de bosques nativos, especialmente en sectores donde aún existe una matriz de bosques nativos.

El presente trabajo es el resultado inicial de una actividad que tiene como finalidad restaurar bosques del tipo forestal Siempreverde en altitudes bajas (250 m.s.n.m) donde aún persisten algunas especies forestales propias de estas condiciones (parte del subtipo Remanentes Originales el Tipo Forestal Roble-Raulí-Coihue). Si bien este es un proceso de largo plazo, la idea del proyecto que inicialmente dura 4 años es al menos dejar los rodales reconvertidos con una adecuada cobertura de bosque sucesionalmente muy joven que garantice que la sucesión va a proceder hacia un futuro bosque de similares características al bosque de la matriz circundante. En ese contexto los objetivos del proyecto son a) entregar las pautas para la reconversión inmediata de un rodal de 3,6 ha que será utilizado como referencia para las actividades posteriores, y b) identificar las etapas requeridas para la reconversión total de 41 ha de plantaciones exóticas de *Eucalyptus nitens* hacia una condición de bosque nativo de similares características de composición que el bosque nativo del tipo forestal Siempreverde que rodea a la plantación y que está clasificado como de Alto Valor de Conservación. Este trabajo reporta fundamentalmente las actividades del primer año, y provee conclusiones muy preliminares además de algunas recomendaciones.

MATERIAL Y MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDIO

El proyecto de restauración se localiza en el Fundo Los Riscos, (aproximadamente 41°-S) en la Cordillera de la Costa, X Región de Los Lagos, Chile (Figura 1). En este predio existía hasta inicios del año 2008 un paño o parche de 41 ha de plantación de *E. nitens* de 11 años de edad en medio de un bosque nativo clasificado como de Alto Valor de Conservación. En ese contexto se decidió iniciar un proceso de conversión de la plantación hacia un bosque nativo de similares características al bosque del lugar. El ecosistema natural y original dominante corresponde a una transición del tipo forestal Siempreverde y el subtipo forestal del tipo Roble-Raulí-Coihue denominado Remanentes Originales (Donoso 1993). Este bosque fue muestreado a través de tres parcelas de 500 m² y recorrido para identificar la composición de especies dominantes. El dosel superior está dominado por *Nothofagus dombeyi*, *Nothofagus obliqua*, *Eucryphia cordifolia*, *Laureliopsis philippiana*, *Aextoxicon punctatum* y *Weinmannia trichosperma*, y en los doseles intermedio e inferior por especies como *Gevuina avellana*, *Amomyrtus meli*, *Amomyrtus luma*, *Persea lingue*, *Caldcluvia paniculada*, *Myrceugenia planipes* y *Lomatia ferruginea*. *Latua parviflora*, *Buddleja globosa*, *Rhaphitamnus spinosus* y *Chusquea quila* son las especies arbustivas principales que ocupan el sotobosque junto a helechos como *Lophosoria quadripinnata* y *Blechnum hastatum*.

La actividad inicial del proyecto se realizó en el mes de febrero del 2008 con el objetivo de identificar en terreno las condiciones actuales de la plantación de *E. nitens*, el estado de la regeneración natural bajo la plantación, los accesos al predio y para establecer los límites de cada uno de los rodales. De esta forma se determinaron cuáles serían los tratamientos aplicados para comenzar con el programa de restauración en el rodal de 3,6 ha que se encuentra ubicado en el acceso noreste del predio.

De acuerdo a la prospección realizada se definieron los tratamientos a aplicar y se comenzó con la cosecha y extracción de los *E. nitens* existentes mediante técnicas tradicionales con el uso de motosierras para el volteo y el madereo con el uso de bueyes, con el objetivo de dañar lo menor posible la regeneración remanente post-cosecha. Sólo en los casos con mayor pendiente y

menos accesibilidad se utilizó el madero con el uso de Skidder. Los tratamientos aplicados fueron; a) Tala rasa (TA), donde se extrajeron la totalidad de los Eucalyptus; b) Tres por Tres (TB), donde se extrajeron tres hileras de Eucalyptus (distanciados a 2x3 m) y se dejaron tres hileras de protección con Eucalyptus, y c) tres por cinco (TC), donde se extrajeron cinco hileras de Eucalyptus y se dejaron tres hileras de protección con Eucalyptus. Cada uno de los tres tratamientos fue establecido con tres réplicas distribuidas al azar dentro del rodal.

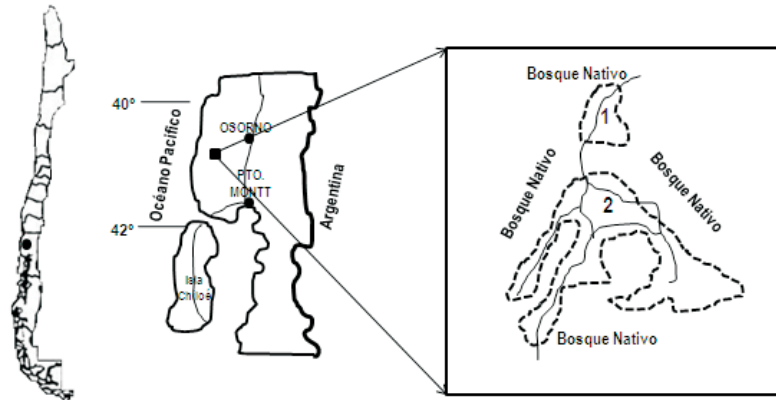


Figura 1. El rodal 1 indica el área piloto de estudio (3,6 ha) donde se establecieron los distintos tratamientos. El rodal 2, indica el resto de la superficie de restauración (37,4 ha) cubierto por plantaciones de *Eucalyptus nitens*, el cual fue cosechado a tala rasa entre la primavera y verano de la temporada 2008-2009.

Luego del establecimiento de los tratamientos de cosecha se instalaron 81 parcelas permanentes de 3 x 3 m con el objetivo de evaluar la regeneración remanente posterior a la cosecha, con tres subparcelas en cada unidad muestral (parcela) y nueve por tratamiento. Para esta actividad se censó y se midió la altura, diámetro y sanidad de todas las especies que se encontraron en estas parcelas, las cuales se etiquetaron con una argolla plástica de identificación.

En el mes de agosto del 2008, en el rodal 1 se realizó la plantación de enriquecimiento utilizando un total de 900 plantas de cinco especies: *Nothofagus dombeyi*, *N.obliqua*, *Gevuina avellana*, *Eucryphia cordifolia* y *Weinmannia trichosperma*. Estas especies se escogieron debido a que son pioneras en estos bosques en general (Donoso 1989) y componentes importantes de los bosques del sector de acuerdo al muestreo realizado en bosque de alto valor de conservación.

Esta plantación se realizó en parcelas puras de 10 x 8 m, utilizando 20 plantas de cada especie. En cada tratamiento se establecieron cinco parcelas, una parcela de cada especie seleccionada (Figura 2).

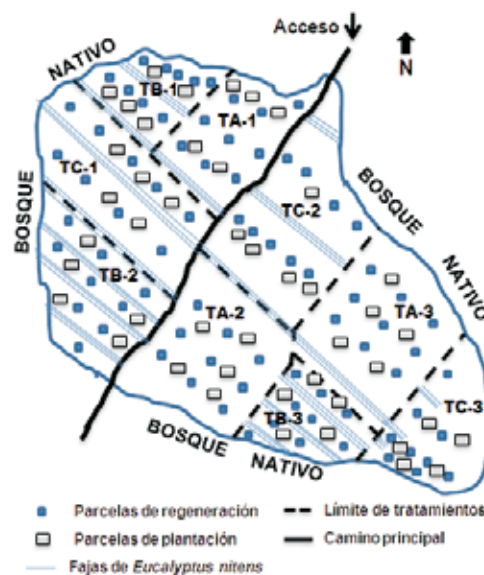


Figura 2. Esquema del ensayo experimental de monitoreo permanente rodal 1 (3,6 ha).

En el mes de julio del 2009 se realizó la plantación de especies nativas en el rodal 2 (37,4 ha), donde se establecieron al igual que el año anterior 900 plantas, pero en esta ocasión se utilizaron sólo *N. dombeyi*, *N. obliqua*, *E. cordifolia* y *G. avellana*, ya que *W. trichosperma* mostró una sobrevivencia muy baja respecto al resto de las otras cuatro especies utilizadas en la plantación del año anterior.

La plantación se ubicó en cinco módulos divididos en nueve parcelas de 25 plantas cada una, es decir, dos parcelas por especie en cada uno de los módulos, a excepción del módulo cinco donde sólo se establecieron cuatro parcelas, una de cada especie (Figura 3). Adicionalmente en este sector se instalaron 40 parcelas de 9 m² cada una para evaluar la regeneración natural y cobertura.

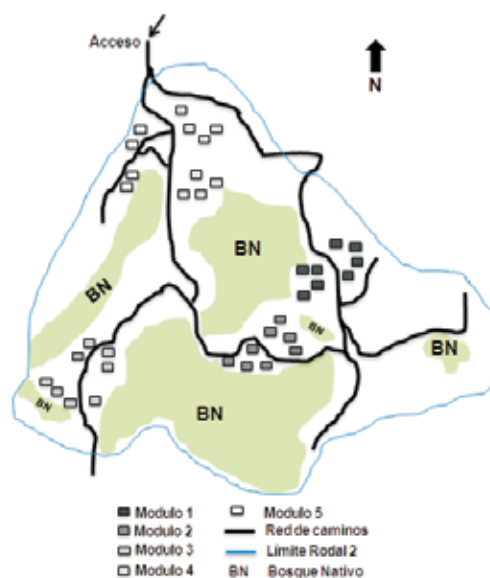


Figura 3. Esquema ensayo experimental rodal 2, donde se muestra la distribución espacial de los cinco módulos de plantación.

Además de observar lo que ocurre con la vegetación remanente y las especies establecidas como medida de enriquecimiento para acelerar el proceso de restauración, desde enero de 2009 se realiza el monitoreo de lluvia de semillas de ambos rodales. Para cumplir con este objetivo, se establecieron 48 trampas de semillas ubicadas en cuatro zonas distintas, donde se ubicaron 12 trampas por zona, cuatro en el interior del bosque nativo (I), cuatro en el borde (B) entre el bosque nativo y las zonas cosechadas y cuatro en las zonas cosechadas (E) (Figura 4).

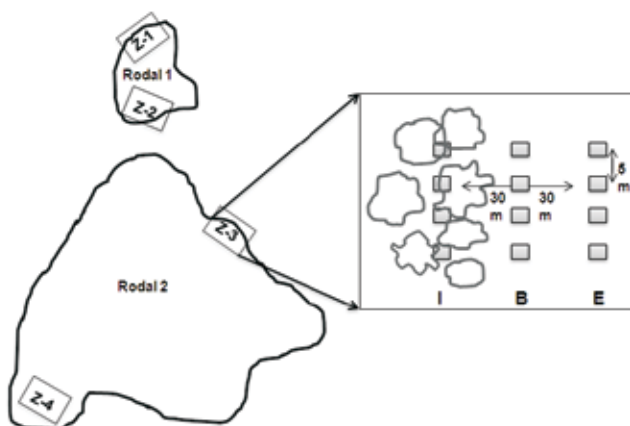


Figura 4. Ubicación espacial de las cuatro zonas de monitoreo de lluvia de semillas en el área de estudio, mostrando el detalle del establecimiento de las trampas de cada una de las zonas.

Con el objetivo de contar con información de variables climáticas del sector de restauración se monitorea en forma permanente desde el comienzo del proyecto la temperatura ambiental y de suelo, junto con la humedad relativa. Esta actividad se realiza cada siete días durante la mañana, utilizando un higrómetro ambiental, el cual mide la temperatura ambiental y humedad relativa y un termómetro de suelo. Las mediciones se realizan en una estación preestablecida en la parte central de cada uno de los tratamientos con sus respectivas réplicas.

Esta es una información de relevancia para potenciales iniciativas de restauración futuras, ya que muchas de estas actividades deben ser sitio-específicas, y dentro de ello las variaciones climáticas pueden ser esenciales, especialmente en variables como presencia de heladas en primavera temprana.

RESULTADOS PRELIMINARES Y DISCUSIÓN

SOBREVIVENCIA

En el rodal 1, después del primer año de establecida la plantación 2008 y luego de terminado su periodo vegetativo en el mes de abril de 2009 se realizó el monitoreo de sobrevivencia de las cinco especies plantadas en cada uno de los tratamientos seleccionados.

En el tratamiento de tala rasa (TA) la sobrevivencia de las cinco especies utilizadas fue menor, especialmente *W. trichosperma* que alcanzó sólo un 20% de sobrevivencia, seguido de *N.obliqua* (66%), *E. cordifolia* (70%), *N. dombeyi* (75%) y *G avellana* (78%) (Figura 5).

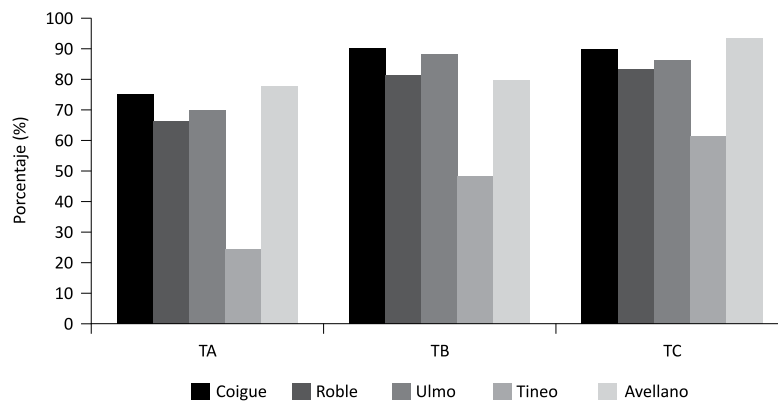


Figura 5. Porcentaje de sobrevivencia de las cinco especies establecidas en la plantación del año 2008.

ALTURA Y DIÁMETRO

Tanto en altura como diámetro *W. trichosperma* fue la especie que mostró un crecimiento menor por el contrario, *N. dombeyi* fue la especie que tuvo un mayor crecimiento tanto en altura como en diámetro (Figuras 6 y 7).

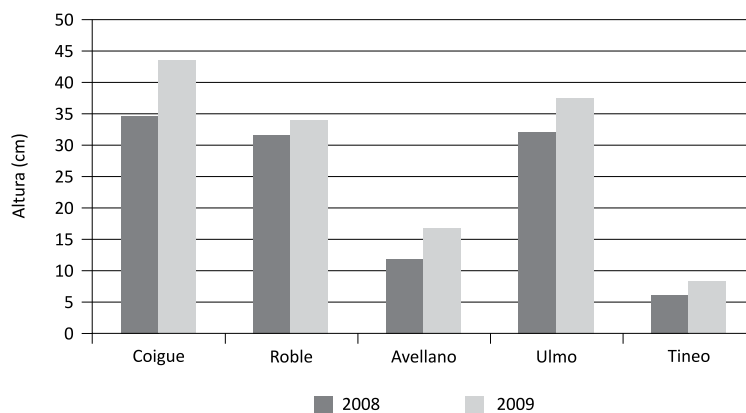


Figura 6. Promedio de altura de las plantas al final del periodo vegetativo 2008-2009.

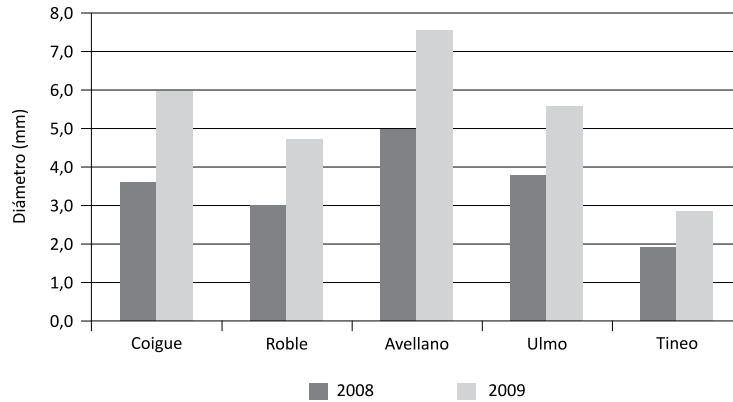


Figura 7. Promedio diámetro a la altura del cuello al final del periodo vegetativo 2008 –2009.

LLUVIA DE SEMILLAS

La dispersión de semillas observada en cada una de las cuatro zonas muestra que en las zonas 3 y 4 es donde se puede encontrar mayor cantidad de semillas, sobre todo en el interior y borde del bosque (Figura 8), principalmente de especies de dispersión anemócoras como *N. dombeyi* y *N. obliqua*. Esto se puede deber a que estos sectores son rodales más jóvenes que el resto de las otras dos zonas, por lo que las especies presentes tienen un mayor potencial productor de semillas. Además son rodales que presentan un mejor estado de conservación ya que en ellos están presentes todos los estratos que conforman este tipo de bosques, a diferencia de las zonas 1 y 2 donde predominan árboles antiguos, y son escasos los estratos intermedios, lo que disminuye el potencial productor de semillas. Otro punto importante a considerar en las zonas 1 y 2 que están ubicadas en el rodal 1, es que ocurre una menor captura de semillas, principalmente en las trampas del exterior, probablemente debido a que quedaron en pie *Eucalyptus* como fajas de protección que tal vez actúan como barrera para la llegada de semillas de las especies nativas.

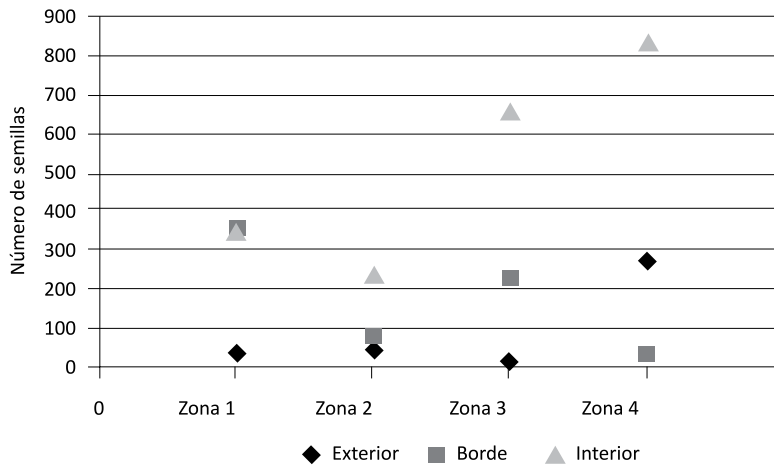


Figura 8. Número de semillas por cada una de las zonas de monitoreo.

REGENERACIÓN NATURAL

Respecto al monitoreo del rodal 1 de la regeneración natural después de realizada la cosecha de los *Eucalyptus*, del total de las 9 parcelas establecidas en cada tratamiento, el 62% corresponde a especies arbustivas, principalmente de la familia de las mirtáceas (85% del total), que son comunes en bosques Siempreverdes. El 38% restante son especies arbóreas de diferentes géneros entre las que destacan principalmente *Aextoxicon*, *Gevuina*, *Eucrichya* y *Laureliopsis* (Tabla 1).

En el rodal 2, la diversidad de especies prospectadas en las 40 parcelas establecidas antes de la cosecha fue mayor que en el rodal 1 (Tabla 2), pero después de realizada la cosecha a tala rasa casi el 100% de esta regeneración desapareció, lo que se puede observar a simple vista, sin aún realizar los análisis correspondientes.

Tabla 1. Nombre de especies de la regeneración natural monitoreadas en cada uno de los tratamientos.

TA		TB		TC	
Especie	Nº	Especie	Nº	Especie	Nº
<i>Aextoxicon punctatum</i>	17	<i>Aextoxicon punctatum</i>	11	<i>Aextoxicon punctatum</i>	14
<i>Amomyrtus luma</i>	38	<i>Amomyrtus luma</i>	34	<i>Amomyrtus luma</i>	20
<i>Amomyrtus meli</i>	8	<i>Amomyrtus meli</i>	23	<i>Amomyrtus meli</i>	18
<i>Aristotelia chilensis</i>	12	<i>Aristotelia chilensis</i>	3	<i>Aristotelia chilensis</i>	6
<i>Eucryphia cordifolia</i>	8	<i>Caldecluvia paniculata</i>	1	<i>Azara serrata</i>	1
<i>Gevuina avellana</i>	4	<i>Eucryphia cordifolia</i>	11	<i>Eucryphia cordifolia</i>	6
<i>Laureliopsis philippiana</i>	7	<i>Fuchsia magellanica</i>	4	<i>Gevuina avellana</i>	6
<i>Lomatia ferruginea</i>	2	<i>Gevuina avellana</i>	10	<i>Laureliopsis philippiana</i>	3
<i>Myrceugenia planipes</i>	11	<i>Laureliopsis philippiana</i>	13	<i>Lomatia ferruginea</i>	1
<i>Persea lingue</i>	2	<i>Lomatia ferruginea</i>	1	<i>Luma apiculata</i>	1
<i>Rhaphithamnus spinosus</i>	4	<i>Luma apiculata</i>	3	<i>Myrceugenia planipes</i>	13
<i>Ribes magellanicum</i>	6	<i>Myrceugenia planipes</i>	17	<i>Rhaphithamnus spinosus</i>	3
<i>Ugni molinae</i>	1	<i>Persea lingue</i>	3	<i>Ribes magellanicum</i>	3
		<i>Rhaphithamnus spinosus</i>	4		
		<i>Ribes magellanicum</i>	4		
Total	120	Total	142	Total	95

Tabla 2. Nombre de especies de la regeneración natural monitoreadas en el rodal 2 antes de la cosecha a tala rasa.

Especie	Nº
<i>Aextoxicon punctatum</i>	115
<i>Aristotelia chilensis</i>	95
<i>Persea lingue</i>	18
<i>Eucryphia cordifolia</i>	28
<i>Amomyrtus meli</i>	21
<i>Rhaphithamnus spinosus</i>	12
<i>Lomatia ferruginea</i>	2
<i>Amomyrtus luma</i>	38
<i>Laureliopsis philippiana</i>	23
<i>Corynabutilon ochsenii</i>	10
<i>Solanum</i> sp.	1
<i>Senecio yegua</i>	9
<i>Myrceugenia planipes</i>	36
<i>Gevuina avellana</i>	11
<i>Fuchsia magellanica</i>	5
<i>Nothofagus obliqua</i>	2
<i>Ovidia pillo-pillo</i>	1
<i>Buddleja globosa</i>	1
<i>Luma apiculata</i>	1
<i>Gaultheria mucronata</i>	2
<i>Berberis microphylla</i>	2
<i>Ribes magellanicum</i>	21
<i>Dasyphyllum diacanthoides</i>	2
Total	456

VARIABLES CLIMÁTICAS

Durante el primer año de monitoreo para el tratamiento de tala rasa TA (Figura 9), en los meses de junio y julio la curva de humedad relativa alcanza un 99 %. Respecto a la temperatura del aire y del suelo, esta primera variable se mantiene sobre la temperatura del suelo desde el mes de enero al mes de junio, pero a partir de entonces y hasta enero nuevamente (durante invierno y primavera), existen fluctuaciones donde en algunos casos la temperatura del suelo es mayor, sobre todo a comienzos de primavera y de verano.

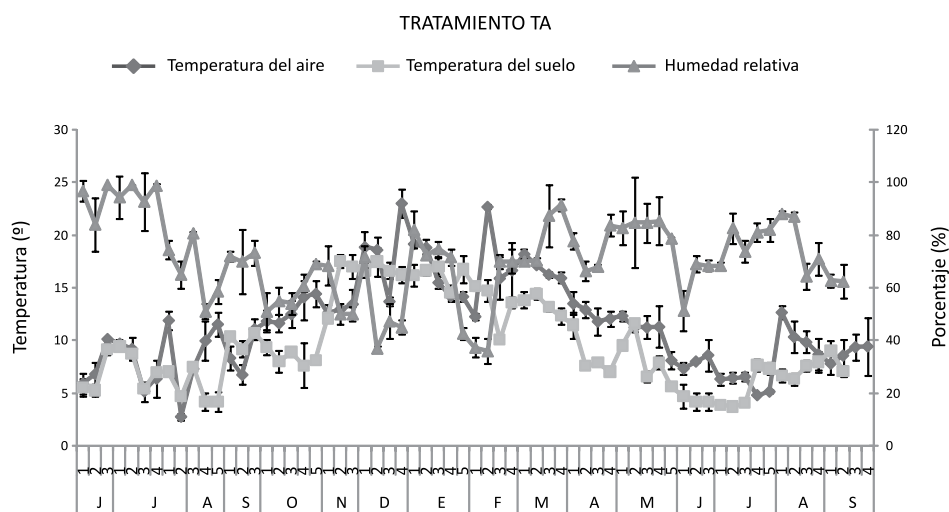


Figura 9 . Variables climáticas del tratamiento TA.

Al igual que en el tratamiento anterior de tala rasa, en los tratamientos TB y TC (Figuras 10 y 11) la humedad relativa tiene mucho menos variación hasta el mes de agosto donde luego desciende en los meses más cálidos.

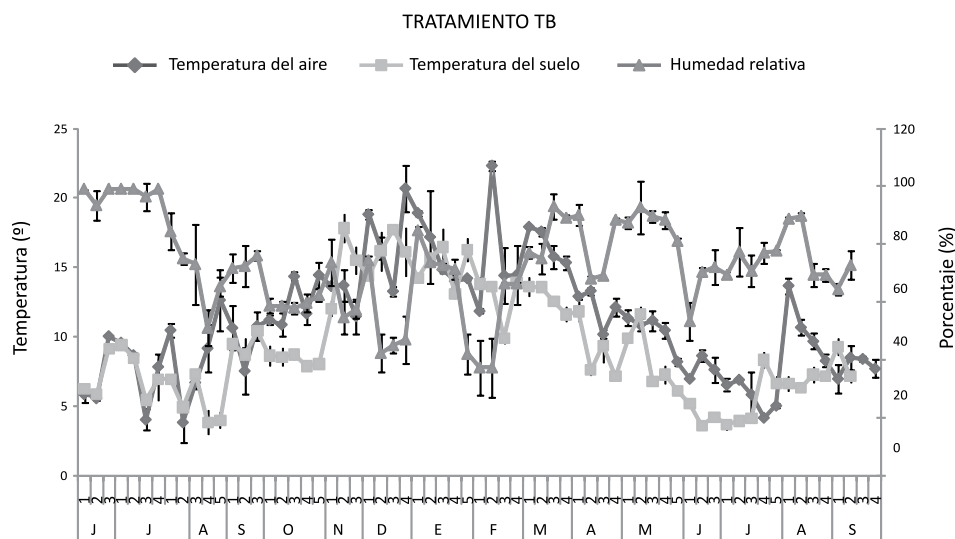


Figura 10 . Variables climáticas del tratamiento TB.

Este proyecto es una valiosa experiencia para tomarlo como base para realizar iniciativas similares en este tipo de ecosistemas, ya que la información con que se cuenta en Chile en restauración ecológica, sólo a partir de trabajos realizados con especies de coníferas como *Fitzroya cupressoides* (Alerce) (Echeverría *et al.* 2005) y *Araucaria araucana* (Araucaria) del centro sur de Chile (González *et al.* 2008), además de especies del tipo forestal esclerófilo ubicados en la zona central. En estos trabajos algunas metodologías aplicadas podrían ser similares, pero los resultados de cada uno de este tipo de proyectos dependen principalmente de la dinámica o sucesión natural de cada ecosistema, los cuales son muy diferentes en cada caso.

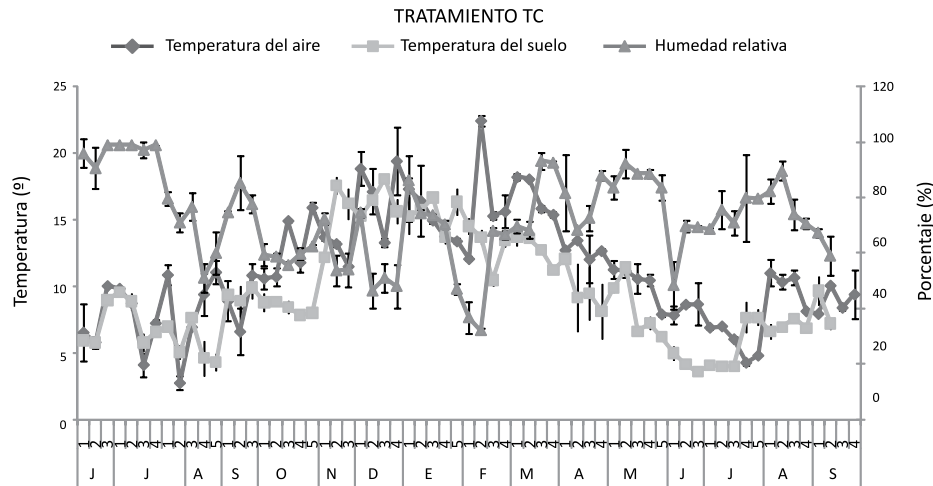


Figura 11. Variables climáticas del tratamiento TC.

CONCLUSIÓN

Si bien los resultados obtenidos hasta la fecha en este proyecto son muy preliminares, algunos de ellos ya están arrojando algunas orientaciones con respecto a líneas futuras a seguir para lograr más rápidamente la repoblación del sector con especies nativas y desde allí desencadenar el proceso de sucesión natural hacia un bosque Siempreverde (probablemente con la inclusión de *N. obliqua*, por tratarse de una zona transicional).

RECOMENDACIONES

Se recomienda realizar el seguimiento de este tipo de experimentos a largo plazo, con la finalidad de poder obtener resultados relevantes que nos puedan indicar cual es la mejor alternativa para guiar la sucesión natural del ecosistema de estudio (Barrera *et al.* 2004).

En áreas fragmentadas es necesario considerar los parches que se encuentran más cercanos uno del otro con la finalidad de crear corredores biológicos que ayuden a acelerar el proceso de restauración.

Este tipo de iniciativas de conversión de plantaciones exóticas a bosques originales se debe realizar en forma gradual y planificada con el objetivo de conservar la regeneración nativa que pueda desarrollarse bajo ellas con el objetivo de acelerar el proceso de recuperación y disminuir el tiempo y costo del establecimiento de plantaciones intensivas como medida de enriquecimiento. Además de esta forma se conserva la genética original del ecosistema de interés, punto de suma importancia sobre todo en ecosistemas con graves problemas de conservación.

LITERATURA CITADA

- Barrera, J. I., Valdés, C., Miranda, B., y Sorzano C. 2004. Metodología para abordar la restauración ecológica, en el marco de la sustentabilidad, de la microcuenca Santa Helena, municipio de Suesca (departamento de Cundinamarca – Colombia). [En línea]. Disponible en: www.secretariadeambiente.gov.co
- Donoso, C. 1989. Regeneración y crecimiento en el tipo forestal siempreverde costero y andino tras distintos tratamientos silviculturales. *Bosque* 10: 69-84.
- Donoso, C. 1993. Bosques Templados de Chile y Argentina. Estructura, Variación y Dinámica. *Ecología Forestal*. Ed. Universitaria, Santiago, Chile
- Echeverría, C., Lata, A., Thiers, O., Bustos, F. y H. Huss. 2005. Restoration of degraded forests of *Fitzroya cupressoides* in Chile. *Revista IALE*. Francia.
- González-Espinosa, M., Rey-Benayas, J. M., y Ramírez-Marcial, N. 2008. Restauración de bosques en América Latina. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid, España.

34. SÍNTESIS SIMPOSIO SOBRE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA DE ECOSISTEMAS DE BAJA ALTITUD

Sandra Paola Reyes B.

Grupo de Restauración Ecológica de la Universidad Nacional (GREUNAL)

Fundación Ecosistemas Secos de Colombia (ESC)

spreyesb@unal.edu.co

RESUMEN

En el simposio sobre restauración ecológica de ecosistemas de baja altitud se mostraron resultados de experiencias de restauración, rehabilitación y revegetación de áreas degradadas de bosques tropicales húmedos y secos, sabanas, bosques templados y zonas áridas, las cuales se desarrollaron en Colombia, México, Venezuela, Argentina, Chile y Costa Rica. Se presenta el listado de títulos de los trabajos que participaron en modalidad oral y cartel, así como una síntesis de las metodologías, resultados, conclusiones y recomendaciones derivadas de las experiencias que fueron socializadas durante el evento, en modalidad oral.

Palabras clave: bosques tropicales de tierras bajas, zonas áridas, bosques templados, rehabilitación

INTRODUCCIÓN

Durante el simposio sobre restauración en ecosistemas de baja altitud, se presentaron trabajos desarrollados en bosques tropicales (húmedos y bosques secos), sabanas, zonas áridas y bosques templados.

Los bosques húmedos se caracterizan por ser los ecosistemas de mayor complejidad estructural, estratificación y diversidad de especies en el mundo, presentan su área más extensa y espacialmente interconectada en América del Sur, en las cuencas de los ríos Amazonas y alto Orinoco (Etter 1998). Entre los principales disturbios que han alterado su composición se encuentran la implementación de sistemas de producción extensiva e intensiva (agricultura y ganadería), que dan lugar a comunidades de sucesionales con suelos compactados y degradados, con alta lixiviación de nutrientes y pérdida de materia orgánica; otros disturbios son las plantaciones forestales con especies exóticas, alta fragmentación ligada a la potrerización y en el caso específico de Colombia, el establecimiento de cultivos ilícitos de marihuana y coca ha dado lugar a la deforestación de grandes extensiones de bosques húmedos (Díaz-P. 1998, Etter 1998).

Los bosques secos son menos complejos que los bosques húmedos en términos de biodiversidad, se ha estimado que su diversidad equivale a la mitad de la diversidad de bosques húmedos y a la tercera parte de la diversidad de bosques muy húmedos, sin embargo presentan altos niveles de endemismo y suelos muy fértiles, por lo cual han sido el punto de desarrollo de poblaciones humanas y objeto de intensa transformación (Ceballos y García 1995). Estos bosques son los ecosistemas más degradados de todos los bosques tropicales de tierras bajas y casi en su totalidad, existen como fragmentos de bosque y parches degradados (Janzen 1988). Adicionalmente, estos ecosistemas actualmente son los más amenazados del trópico, puesto que existe una tendencia clara al incremento de asentamientos humanos en sus áreas de influencia (Cecon 2010). Las áreas ocupadas por estos ecosistemas han sido utilizadas principalmente para ganadería, agricultura intensiva y de subsistencia, minería y urbanización (Rodríguez *et al.* 2009).

Las sabanas son formaciones climáticas tropicales, con predominio de pastos, en las cuales pueden aparecer entremezclados subarbustos esparcidos, árboles y palmeras. Entre las sabanas se encuentran extensiones variables de bosques deciduos, bosques estacionales y siempreverdes. Estos ecosistemas han sido transformados por sistemas de producción extensiva e intensiva, minería, especies invasoras y el establecimiento de plantaciones forestales (Suárez *et al.* 2000).

Las zonas áridas se caracterizan principalmente por la ocurrencia de un clima cálido árido, precipitación promedio anual inferior a 500 mm, suelos generalmente de baja fertilidad, asociada con bajos niveles de materia orgánica y nitrógeno y una vegetación particularmente adaptada a las condiciones de sequía y de alta temperatura (Hernández-C. y Sánchez 1992). Como consecuencia de las actividades que se desarrollan en estas zonas como minería, agricultura (técnicas inadecuadas de cultivo), manejo deficiente de la irrigación y sobrepastoreo, las zonas áridas presentan altos niveles de desertificación (Bainbridge 2007).

Los ecosistemas de baja altitud proporcionan diversos servicios ambientales como el mantenimiento de suelo, captura de CO₂, captación de agua y el sostenimiento de especies con valor potencial o real. Sin embargo, como consecuencia del desarrollo de diversas actividades antrópicas como agricultura, ganadería y minería, entre otras, las tasas de deforestación de estos ecosistemas se incrementan todos los años, dando lugar a paisajes fragmentados en los que algunos remanentes de los ecosistemas originales, quedan inmersos en una matriz de hábitats transformados (Kattan 2002). Como resultado de esta condición, a escala regional se presenta pérdida del uso forestal, deterioro físico y químico del suelo, alteración del balance hídrico y desestabilización de cuencas, mientras que a escala global hay una alteración del albedo y del balance de agua atmosférica, lo cual afecta los patrones climáticos (Houghton 1991, Kattan 2002).

En los sitios degradados los procesos de regeneración natural toman mucho más tiempo que en claros naturales (Nepstad *et al.* 1991, Uhl *et al.* 1988), puesto que en dichas zonas se presentan factores limitantes de la regeneración entre ellos, la distancia entre el bosque o fragmento de ecosistema y el área degradada, cuyo aumento implica cambios en la cantidad y/o calidad de lluvia de semillas, por otra parte, al carecer de fauna que disperse las semillas al sitio degradado, disminuye el número total de semillas (Aide y Cavelier 1994, Holl 1999, Zimmerman *et al.* 2000). En el caso de las áreas inmersas en una matriz de potreros, ésta puede constituir una barrera física para la incorporación de semillas al suelo y allí, la viabilidad y posterior germinación de las semillas puede depender del periodo de latencia, de las condiciones edáficas, de la depredación post dispersión y el ataque de patógenos, mientras que la falta de micorrizas en el suelo, ha sido reportada como otro factor que puede retrasar la regeneración de áreas degradadas (Meli 2003).

En este sentido, para el planteamiento de estrategias de restauración de áreas degradadas, es indispensable evaluar los factores que están limitando la regeneración en cada caso particular, en las distintas etapas del proceso: dispersión y germinación de semillas, establecimiento, supervivencia y crecimiento de plántulas (Holl *et al.* 2000). Dentro de estas etapas, los factores que más comúnmente obstaculizan la regeneración son: la persistencia del disturbio, las características de los suelos del área degradada (micorrizas, factores físico-químicos y estrés hídrico entre otros), la disponibilidad de semillas, la predación de semillas, la competencia con especies ya establecidas, la herbivoría y la calidad de la dispersión (número, composición, lugar y estado sucesional donde llegan las semillas) (Holl *et al.* 2000). La estrategia más efectiva de restauración debería tener en cuenta simultáneamente todos los obstáculos posibles en la regeneración secundaria (Holl *et al.* 2000), ya que el efecto de una estrategia sobre un único factor, puede ser neutralizado por la falta de control sobre otros factores (Meli 2003).

Así mismo, en cualquier proyecto de restauración es fundamental involucrar a las comunidades locales, puesto que el valor ecológico de los ecosistemas naturales, en la mayoría de los casos no es del todo evidente para ellas y en muchos casos, este valor no supera las ventajas económicas de los sistemas productivos presentes en los sitios degradados (Mesquita 2000).

TRABAJOS PRESENTADOS

En total se presentaron 17 trabajos en modalidad oral y 10 trabajos en modalidad de cartel, los cuales mostraron experiencias desarrolladas en su mayoría en ecosistemas tropicales (bosques húmedos, bosques secos y sabanas) y una menor proporción en bosques templados, matorrales y desiertos. La mayoría de experiencias socializadas durante el evento, fueron desarrolladas en Colombia y México y también se mostraron resultados de trabajos en Venezuela, Argentina, Costa Rica y Chile. A continuación se mencionan trabajos presentados y sus autores:

MODALIDAD ORAL

Rehabilitación en ecosistemas degradados áridos en un sector del departamento Añelo, Provincia de Neuquén, Argentina

Juan Nittman, Daniel R. Pérez, Adriana E. Rovere y Fernando M. Farinaccio.

Rehabilitación ecológica de la cárcava Capitán Caldera, San Luis de Potosí, México

Juan Armando Sinisterra, Zoraida Calle-Díaz y Enrique Murgueitio. (Véase el presente volumen).

Influencia del sustrato en los procesos de recuperación de la cubierta vegetal en zonas áridas de la Patagonia Argentina

Juana Lagos, Daniel Roberto Pérez y Adriana Rovere.

Sucesión Vegetal luego de un proceso de restauración ecológica en un fragmento intervenido de bosque seco tropical (La Pintada, Antioquia)

Adriana Yepes y Jorge Villa

Evaluación de la Diversidad de especies leñosas en áreas excluidas de actividades silvo-agropecuarias en el Matorral Espinoso Tamaulipeco, México

Eduardo Alanís-Rodríguez, Javier Jimenez Páez, Oscar Aguirre-Calderón, Marisela Pando-Moreno, Eduardo Treviño-Garza, Marco A. González-Tagle, Rafael Aranda-Ramos, José Manuel Mata-Balderas, José I. Uvalle-Sauceda y Pamela Canizález Velázquez. (Véase el presente volumen).

Primeros ensayos para la restauración ecológica de un área de bosque seco tropical degradado en la península de Macanao, Isla de Margarita, Venezuela

Laurie Fajardo, Jon Paul Rodríguez, Valois González y José Manuel Briceño.

Efecto del suelo y del trasplante de especies arbóreas en la recuperación de bosques secundarios de un bosque tropical caducifolio, Jalisco, México

Jessica Castillo Mandujano y Julieta Benitez Malvido.

Efecto de la perturbación producida por la extracción de arena sobre las micorrizas arbusculares (MA) en bosque seco tropical

Alicia Cáceres, Carolina Kalinoff, Rosa Urich y Victor Romero.

Modelos de sucesión y potencial de restauración en áreas en rehabilitación de la mina del Cerrejón

Bibiana Salamanca y Ramón Gualdrón

Potencial de Regeneración natural en bosques secundarios tropicales e implicaciones para la restauración ecológica de Areas perturbadas

Natalia Norden, Robin Chazdon, Anne Chao, Jiang Yi-Hue y Braulio Vilchez-Alvarado. (Véase el presente volumen).

Conservación y Restauración de Bosques Siempreverdes en el Sur de Chile

Fernando Bustos y Pablo Donoso. (Véase el presente volumen).

Recuperación de la Biodiversidad con plantaciones experimentales de especies nativas en selvas húmedas y secas de México. Tres estudio de caso

Valentina Carrasco-Carballido y Cristina Martínez-Garza. (Véase el presente volumen).

Restauración ecológica en el Parque Natural Cerro el Volador (Medellín, 2009)

Wilson Rodríguez Duque, Carlos Alberto Gutierrez Vásquez, Cristina López Gallego, Dionalber Tabares, Felipe Cardona

Dispersión de Semillas y Regeneración Temprana bajo Plantaciones Maderables en un Fragmento de Bosque Amazónico en Guaviare, Colombia

Juan Camilo Muñoz, Nicolás Castaño, Pablo Stevenson. (Véase el presente volumen).

Análisis de la diversidad arbórea en áreas restauradas post-incendio en el Parque Ecológico Chipinque, México

Eduardo Alanís Rodríguez, Javier Jiménez Pérez, Marisela Pando Moreno, Oscar A. Aguirre, Eduardo Treviño Garza y Pamela A. Canizales Vázquez. (Véase el presente volumen).

Evaluación del Potencial Natural de Restauración en sabanas y bosques de Piedemonte en Casanare - Colombia

Patricia Torrijos Otero, Luz Elena Suarez Jiménez y Daynover Prieto Garzón. (Véase el presente volumen).

Manejo de comunidades nativas de microorganismos simbióticos

Rafael Rodríguez Altamiranda, Saúl Flóres y Rafael Herrera.

SÍNTESIS

RECOMENDACIONES PARA LA RESTAURACIÓN

Los trabajos presentados durante este simposio, abordaron diferentes aspectos de la restauración en ecosistemas de baja altitud, entre ellos: evaluación del efecto de disturbios en componentes del ecosistema, evaluación del potencial de restauración, algunas técnicas de restauración, rehabilitación y reforestación y evaluación de la aplicación de estrategias de restauración.

EFFECTO DE DISTURBIOS EN LOS COMPONENTES DEL ECOSISTEMA

Cáceres y colaboradores mostraron los resultados de un trabajo desarrollado en Isla Margarita (Venezuela), en áreas de bosque seco tropical degradadas por extracción de arena. Su objetivo fue caracterizar el efecto de la perturbación sobre el grado de colonización de micorrizas arbusculares (MA), en parcelas de vegetación de 2, 6 y 20 años de sucesión, teniendo como sistema de referencia el Matorral. Todas las especies evaluadas mostraron algún grado de micorrización y encontraron que *Canavalia brasiliensis* fue una de las especies más abundantes, con una alta colonización y la presencia de bacterias fijadoras de nitrógeno. De acuerdo con los resultados obtenidos en esta investigación, se presenta una recuperación del inóculo de micorrizas arbusculares a través de la cronosecuencia, puesto que las especies vegetales en las diferentes parcelas sucesionales, muestran colonización de MA, siendo esta mayor en la localidad de 20 años. Teniendo en cuenta estos resultados, los autores de este trabajo recomiendan incluir en la implementación de planes de restauración, el conocimiento de las características fisiológicas de las especies vegetales nativas y sus relaciones ecológicas con los microorganismos del suelo y en este sentido, evaluar la dependencia que tiene la vegetación nativa de la presencia de propágulos de HMA, especialmente en el caso de áreas severamente perturbadas

Alanís-Rodríguez y colaboradores evaluaron la diversidad de especies leñosas en un matorral espinoso en México, el cual tiene una larga historia de uso agropecuario y aún está afectado por sobrepastoreo y extracción selectiva de especies leñosas, pero hace 21 años estas áreas se excluyeron de actividades silvoagropecuarias (matarrasa, ganadería extensiva, ganadería intensiva y agricultura). Los investigadores encontraron diferencias en la diversidad de especies en las comunidades estudiadas, asociadas a la historia de uso del suelo, siendo las áreas sometidas a ganadería intensiva y extensiva las de menor diversidad. No obstante que todos los sitios evaluados presentan condiciones edáficas, topográficas, altitudinales y ambientales similares, se encontraron diferencias importantes en la riqueza específica y diversidad de especies entre los sitios evaluados, las cuales están directamente relacionadas con su historia de uso. Este trabajo aportó elementos cuantitativos básicos para el diseño de programas de restauración ecológica en áreas de matorral espinoso, afectadas por actividades silvoagropecuarias.

TÉCNICAS DE RESTAURACIÓN

Fajardo y colaboradores, presentaron los resultados de ensayos para la restauración de un área de bosque seco en Isla Margarita (Venezuela), altamente degradado por acción antrópica. En estos ensayos evaluaron la siembra de cinco especies nativas, cuyas semillas fueron recolectadas en relictos de bosque cercanos y fueron propagadas en vivero durante 6 meses. Para la siembra utilizaron hidrogel, fertilizante y riego, para evaluar los efectos de estos tratamientos sobre las especies sembradas. De acuerdo a los resultados de estos ensayos, sus autores recomiendan el uso de hidrogel como la estrategia más adecuada para promover el crecimiento de las plantas propagadas, puesto que su uso garantiza la disponibilidad de agua para las plantas, uno de los principales factores limitantes para el establecimiento de plantas en bosques secos, mientras que los fertilizantes son costosos y promueven la contaminación ambiental. Las especies utilizadas en estos ensayos fueron: *Prosopis juliflora*, *Cercidium praecox*, *Tecoma stans*, *Bulnesia arborea* y *Piscidia piscipula*. De acuerdo con observaciones cuantitativas, se determinó que *B. arborea* (especie de sucesión tardía), mostró el mayor porcentaje de germinación. Las especies de mortalidad más alta fueron *B. arborea* y *C. praecox*, mientras que la de menor mortalidad fue *P. juliflora*.

Castillo y Benitez, presentaron resultados preliminares de ensayos para la recuperación de bosque seco en Chamela (México), degradado por roza, tumba y quema para ganadería. En este caso evaluaron el efecto del barbecho del suelo (remoción de los 10 primeros centímetros del suelo, eliminación de piedras y materiales gruesos), y el trasplante de plántulas de especies nativas (*Tabebuia rosea* y *Caesalpinia platyloba*) en bosques secundarios con aproximadamente 30 años de abandono. El barbecho se aplicó con el fin de reducir la compactación del suelo, aumentar la infiltración y aireación del suelo, mejorar el contacto de las semillas con el suelo y favorecer el acceso al agua y nutrientes por parte de las plantas; mientras que el trasplante se empleó con el fin de favorecer el enriquecimiento de especies. Para evaluar la regeneración se analizó la densidad de plántulas reclutadas, supervivencia y crecimiento en altura; mientras que para las plántulas sembradas se evaluó la supervivencia y crecimiento. Aunque las observaciones sólo se realizaron por 1 año y el barbecho sólo se realizó una vez, en estos ensayos se encontró un efecto positivo de la remoción del suelo en el crecimiento y supervivencia de las plántulas de especies arbóreas y arbustivas y dicha respuesta es específica de la especie. En términos generales *C. platyloba* mostró un mejor desempeño en respuesta a los dos tratamientos, pero *T. rosea* se comportó mejor donde hubo remoción del suelo.

Rodríguez Altamiranda y colaboradores realizaron ensayos en bosques inundables de Mapire (Venezuela), sometidos a presión y degradación por actividades agrícolas que se desarrollan en áreas aledañas a los mismos. Su objetivo fue evaluar el efecto de la simbiosis de micorriza arbuscular, *Rhizobium* sp. y la leguminosa *Acosmium nitens*, en la mejora del reclutamiento de esta planta, la cual será utilizada para la rehabilitación del bosque. El biofertilizante utilizado estaba formado por las siguientes especies: *Acaulospora laevis* (Nativa), *Entrophospora colombiana* (No Nativa), *Scutellospora fulgida* (No Nativa), *Paraglomus* (*Glo-*

mus) occultum (No Nativa), *Rhizobium* sp. nativo, aislado de nódulos colectados en campo en las raíces de *A. nitens*. Una vez inoculadas, las plantas crecieron en vivero por seis meses, posteriormente fueron trasplantadas y su sobrevivencia y crecimiento fueron evaluados durante ocho años. Los autores observaron un mayor crecimiento de las plantas inoculadas y una supervivencia más alta se observó en las plantas inoculadas y con suelo natural. En general se encontró un efecto positivo del biofertilizante, el cual tiene un bajo costo.

Bustos y Donoso presentaron los resultados del primer año de monitoreo de acciones de restauración para la recuperación de bosque siempreverde, uno de los ecosistemas de mayor extensión en Chile y que en este caso, había sido sustituido por agricultura, ganadería y plantaciones de 11 años de edad de *Pinus radiata* y *Eucalyptus nitens*. La plantación está rodeada por bosque nativo considerado de alto valor de conservación. Como acciones de restauración se realizaron las siguientes: evaluación de la composición florística y especies dominantes, evaluación del estado actual de regeneración en la plantación, cosecha y extracción de *Eucalyptus nitens*, plantación de enriquecimiento con 5 especies nativas pioneras en este bosque y evaluación de la lluvia de semillas. Entre los resultados obtenidos durante el primer año de monitoreo, *Nothofagus dombeyi* ha sido la especie de mejor comportamiento entre las plantadas; también se ha observado que la regeneración natural del bosque es escasa y está dominada por especies arbustivas y algunas arbóreas. Este trabajo ha aportado algunas directrices para acelerar la recuperación del bosque siempreverde con el uso de especies nativas, lo cual es un aporte de gran utilidad, teniendo en cuenta que hasta la ejecución de este trabajo, sólo se contaba con información sobre el uso de coníferas. De esta investigación se deriva como principal recomendación la de hacer la conversión de estas plantaciones de manera gradual y planificada, con el fin de no alterar la regeneración natural que se desarrolla debajo de las mismas.

Carrasco y Martínez evaluaron el uso de plantaciones de especies nativas como modelo de enriquecimiento en áreas agropecuarias, con el fin de acelerar el proceso de recuperación. Las plantaciones se realizaron en bosques húmedos y secos de México, alterados por el desarrollo de actividades agropecuarias, donde viven poblaciones humanas económicamente activas, muy dependientes de los recursos naturales y los servicios ambientales. Una de las plantaciones realizadas en bosque húmedo partió de la iniciativa y necesidades de los pobladores, en búsqueda de la recuperación de la cobertura vegetal del área circundante a manantiales de uso comunitario, a partir de un vivero comunitario rural. Previo al establecimiento de las plantaciones, las parcelas de enriquecimiento se delimitaron con cercas vivas para la exclusión del ganado. En las parcelas sembradas en bosque seco, se utilizaron 20 especies nativas y se evaluó la supervivencia en área abierta y bajo árboles. Se encontró que ni la luz, ni la tala tienen efecto sobre la supervivencia de las plantas sembradas, en el momento del trasplante. En las parcelas de bosque húmedo, se utilizaron 24 especies de árboles pioneros y tardíos y se encontró que los factores limitantes de la supervivencia de las plantas sembradas, fueron la luz y la profundidad del suelo. Uno de los factores que permitió el éxito de estas plantaciones, fue la participación de la comunidad en los procesos de diseño y evaluación de la restauración, permitiendo la recuperación desde el punto de vista ecológico y su seguimiento a largo plazo.

Rodríguez y colaboradores plantearon un modelo forestal para la restauración de un bosque húmedo premontano en Medellín (Colombia), el cual constituye el área verde más importante de la ciudad. Dicho modelo consistió en la siembra de 10.000 árboles, de 106 especies nativas (pioneras, secundarias y clímax), provenientes del Jardín Botánico de Medellín, que fueron distribuidos en nueve islas. Al interior de cada isla se aplicaron tratamientos al suelo con hidrotenedor, micorrizas y fertilizantes. En su presentación los investigadores mostraron los resultados del primer mes de monitoreo, puesto que la siembra había terminado poco tiempo atrás. No obstante, se prevee que se presenten fallas en los resultados esperados, puesto no se realizaron ensayos previos a la siembra, para evaluar la compatibilidad de la micorriza utilizada con la especie inoculada. Adicionalmente, por falta de la evaluación de las características edáficas, es posible que las micorrizas se inhiban en los tratamientos en los que se aplicó fertilizante, puesto que las micorrizas pueden inhibirse ante altas concentraciones de fertilizante, por lo cual es indispensable hacer análisis de suelo antes de la utilización de estos tratamientos.

Yepes y Villa evaluaron la composición florística, estructura y diversidad de un área dominada por pastos, antiguamente ocupada por bosque seco tropical y en la cual se sembraron especies propias de este tipo de ecosistema, con el fin de recuperar la vegetación, pero sin ningún monitoreo posterior a la siembra. Se encontraron 33 especies, 32 géneros y 23 familias, dos de las especies encontradas son remanentes del bosque que existía, 25 fueron plantadas y 6 especies fueron producto de la regeneración. Las especies encontradas son arbóreas de rápido crecimiento, propias de sucesión secundaria de bosque seco, el sotobosque está poco diferenciado con abundancia de herbáceas, arbustos colonizadores y el dosel es discontinuo con árboles aislados de mediano porte.

POTENCIAL DE RESTAURACIÓN

Norden y colaboradores evaluaron la composición florística de bosques húmedos secundarios de diferente estado sucesional (12 y 30 años de sucesión y bosque maduro), en La Selva (Costa Rica). La evaluación la hicieron en diferentes estados de vida

(plántulas, juveniles y árboles), en búsqueda de una convergencia entre la composición florística de los tallos pequeños de bosques secundarios y la de tallos adultos de bosques maduros. Estudiaron la variación en la composición específica de distintas clases de tamaño y entre bosques secundarios y bosques maduros; también evaluaron la similitud en la composición florística de árboles reclutados en parcelas de bosque secundario, con la de parcelas en bosque maduro. Los autores de este trabajo encontraron que un alto número de árboles típicos de bosque maduro, son capaces de regenerarse en bosques secundarios, hecho que se da por la presencia de parches protegidos de bosque maduro, cercanos a los bosques secundarios. Los autores de este trabajo concluyen que la rápida recomposición florística de los bosques secundarios se debe a tres factores principalmente: la cercanía de parches de bosque maduro, los altos niveles de dispersión de las especies de estos parches y la presencia de especies generalistas en la flora regional. Este estudio muestra que los bosques que regeneran rápidamente después de perturbaciones de origen antrópico, pueden funcionar como refugios y reservorios de biodiversidad para muchas especies de bosque maduro. Por otra parte, el estudio hace énfasis en la importancia de proteger y conservar los remanentes de bosques maduros e incrementar las investigaciones a cerca de los procesos de regeneración natural de los bosques tropicales, teniendo en cuenta que estos siguen siendo talados indiscriminadamente.

Torrijos y colaboradores, evaluaron el potencial de restauración de sabanas y bosques de piedemonte en un paisaje de piedemonte degradado por extracción de madera, quemadas superficiales y ganadería vacuna desde 1982, cultivos de maíz y pastos introducidos, en Casanare (Colombia). Los investigadores en este caso estudiaron la vegetación y el banco de semillas germinable presentes en parches de sabanas y bosque de piedemonte, con el fin de emplear esta información en el diseño de estrategias de restauración de estos ecosistemas. Encontraron que el 62% de la totalidad de especies registradas en el banco de semillas, está presente en la vegetación en pie; el banco de semillas mostró una alta correspondencia con la sabana antrópica y menor correspondencia con la sabana nativa. Los autores concluyen que el potencial de restauración de la sabana nativa es alto, puesto que más del 90% de las especies fueron herbáceas de sucesión temprana y el 4% fueron leñosas de sucesión media y gran cantidad de especies forman banco de semillas, contrario a lo que se presenta en el bosque de piedemonte, que ha sido muy alterado por quemadas de origen antrópico.

Por otra parte, teniendo en cuenta que las plantaciones maderables se proponen como herramientas para atenuar las barreras que limitan la regeneración de bosques, Muñoz y colaboradores evaluaron durante tres meses, patrones de dispersión de semillas y regeneración temprana en dos tipos de plantaciones maderables, inmersas en bosque húmedo en Guaviare (Colombia). El uso de dichas plantaciones como estrategia para recuperar áreas degradadas o abandonadas, se relaciona con la oferta de mayor cantidad de recursos para dispersores y mejora en la estructura y fertilidad del suelo, adicionalmente, las plantaciones maderables presentan un atractivo económico dado por las especies utilizadas. Sin embargo, su uso se recomienda únicamente bajo condiciones especiales como zonas muy degradadas, muy extensas y muy alejadas de remanentes de vegetación, o dominadas por pastos. Los resultados encontrados sugieren que la dispersión de semillas no es una barrera para el proceso de regeneración en el lugar de estudio y que el proceso es comparable entre el bosque y las plantaciones. Sin embargo, se requieren estudios comparativos para evaluar el efecto de la densidad de frugívoros y del grado de fragmentación del lugar, ya que para el lugar estudiado parecen factores determinantes. Por este resultado se concluye que el proceso de regeneración en el sitio de estudio está más afectado por factores que intervienen en el reclutamiento de plántulas y no por factores que alteren la dispersión de semillas. Los resultados sugieren que las plantaciones maderables del lugar de estudio, con especies nativas y que ocupan áreas pequeñas, no tienen un efecto marcado sobre la abundancia y riqueza de semillas dispersadas, ni sobre la riqueza y diversidad de las plántulas recientemente reclutadas. Dados los resultados de este trabajo, se puede proponer a las plantaciones maderables a pequeña escala y con especies nativas, como herramientas de aprovechamiento sostenible que no alteran el proceso de sucesión, por lo menos con respecto a la dispersión de semillas y la regeneración temprana.

EVALUACIÓN DE ACCIONES DE RESTAURACIÓN

Alanís-Rodríguez y colaboradores evaluaron la diversidad de árboles en áreas de ecosistema mixto de pino-encino, afectadas por un incendio forestal a gran escala, ocurrido en 1998, el cual fue superficial y de copa y duró seis días impactando significativamente los elementos vegetales. El área evaluada se ubica en el Parque Ecológico de Chipinque (México), cuyas comunidades vegetales están en recuperación después del incendio. Se evaluaron comunidades vegetales con y sin tratamiento de restauración, el cual consistió en prácticas silvícolas para favorecer la sucesión natural, mediante el uso de material arbóreo incendiado como barrera natural para la acumulación de suelo de arrastre, la reforestación con *Pinus pseudostrobus* y el aclareo de especies herbáceas y árboles, cerca a los individuos de *P. pseudostrobus*; en las áreas sin tratamiento, tuvo lugar la sucesión sin intervención antropogénica. El área restaurada presentó mayor densidad y área basal puesto que las prácticas de retención de suelo y aclareo implementadas en el área, cumplieron su función y existen mejores condiciones para el establecimiento de la vegetación. Las áreas no restauradas presentaron mayor riqueza específica. La especie con mayor peso ecológico en las dos áreas fue *Quercus*

rysophylla, que es la especie de *Quercus* más abundante en los bosques maduros y que tiene la capacidad de rebrotar después de los incendios. *P. pseudostrobis* fue la segunda especie de mayor peso ecológico en las áreas restauradas, como consecuencia de las acciones de revegetación. En un ecosistema maduro la comunidad está formada principalmente por *P. pseudostrobis* y en segunda instancia, por *Q. rysophylla* en una relación de 2:1, proporción que aún no se ha alcanzado en las áreas restauradas, no obstante, las altas densidades de *P. pseudostrobis* en relación con las comunidades no restauradas. El alto índice de importancia ecológica que presentaron las especies del género *Quercus* concuerda con lo reportado por otros autores, según los cuales, éste género es el que presenta mayor presencia en las primeras etapas sucesionales. La disminución en la riqueza y diversidad de especies en las áreas restauradas en comparación con las áreas no restauradas es resultado de las prácticas de restauración, puesto que las especies de las primeras etapas sucesionales son afectadas por las acciones de aclareo.

ACCIONES DE REHABILITACIÓN

Nittman y colaboradores evaluaron la siembra de 3 especies nativas para la rehabilitación de zonas áridas degradadas en la provincia de Neuquén (Argentina), cuyos individuos fueron seleccionados de áreas cercanas a la zona de rehabilitación y fueron sembrados con diferentes dosis de hidrogel. Los resultados de estos ensayos, corresponden a tres meses de observación y muestran que el uso de hidrogel a dosis de 2 litros, incrementa la aparición de estructuras reproductivas, por lo que se recomienda su uso en estas dosis; adicionalmente y confirmando lo reportado en otras investigaciones, se encontró que *Poa ligularis* se desarrolla bien con o sin hidrogel y puede ser reclutada artificialmente, en sitios que no son propicios para su reclutamiento de manera natural. Sin embargo, los investigadores recomiendan estudios similares en una escala temporal más extensa que la empleada en este caso.

Lagos y colaboradores realizaron ensayos para evaluar la aplicación de materia orgánica e hidrogel, en especies de uso potencial para la rehabilitación de zonas áridas y semiáridas degradadas en la Patagonia (Argentina). La evaluación se hizo durante tres meses y emplearon una especie de sucesión temprana (*Grindelia chiloensis*) y 2 de sucesión avanzada (*Prosopis denudans* var. *denudans* y *Schinus johnstonii*). Según los resultados obtenidos, es posible que sólo el hidrogel favorezca la supervivencia de las especies post-implantación. La especie *G. chiloensis* mostró una buena supervivencia después de su reintroducción en campo. En este caso los investigadores también recomiendan incrementar el tiempo de monitoreo, para llegar a conclusiones más contundentes.

Sinisterra y colaboradores realizaron acciones de rehabilitación de cárcavas con erosión severa en San Luis de Potosí (México), cuya vegetación original correspondía a matorral espinoso, nopaleras, chaparral, bosque latifoliado y bosque de coníferas. La erosión es producto de la explotación de oro y plata desde la época colonial sumada al pastoreo intensivo. Las acciones de rehabilitación consistieron en el establecimiento de un área experimental demostrativa, en la que se llevaron a cabo obras biomecánicas para el control de la erosión y la siembra de plantas nativas en alta densidad. La selección de las especies a utilizar se basó en el conocimiento tradicional de los pobladores de la zona. Las prácticas de rehabilitación se hicieron con el objetivo de detener el crecimiento de las cárcavas existentes, aumentar la densidad de núcleos de vegetación nativa y mejorar la conectividad del paisaje. En esta experiencia la participación de la comunidad fue fundamental para el éxito de las acciones implementadas, puesto que su conocimiento fue básico para la selección de especies de plantas sembradas y estuvo involucrada en la identificación de los problemas presentes en el área, en el diseño de las estrategias de rehabilitación y en capacitaciones para la implementación de las mismas. Las estructuras biomecánicas se construyeron con materiales de la región como madera de *Prosopis laevigata* (Mezquite) y *Acacia schaffneri* (Huizache) y piedras, complementadas con la siembra en alta densidad de plantas nativas. Estas estructuras tienen como función reducir la velocidad de la escorrentía y la estabilización definitiva del terreno se da como consecuencia del arraigo de la vegetación. Seis meses después de ejecutadas las obras, se observó un control de la profundización del cauce principal de la cárcava, sellamiento del remonte superior y lateral y regeneración de 14 especies nativas, adicionales a las que fueron sembradas en las obras. Adicionalmente, la comunidad por iniciativa propia estableció numerosas réplicas de las estructuras biomecánicas, durante el año siguiente a la intervención. Los investigadores observaron una supervivencia alta de las plantas sembradas y se presentaron pérdidas pequeñas, que se atribuyen principalmente a cortes defectuosos. Esta experiencia aporta elementos para el uso del concepto de reducción de la velocidad de escorrentía, como práctica más exitosa para la recuperación de suelos altamente degradados, en lugar de las obras que buscan la contención de aguas. El análisis económico de esta experiencia mostró que el costo de las estructuras biomecánicas, equivale al 18% de las obras civiles normalmente implementadas para los mismos fines. La siembra de cactáceas y agaves, constituye un elemento innovador de esta investigación.

Finalmente, Salamanca y Gualdrón presentaron los resultados de un análisis multitemporal de 20 años, de coberturas vegetales presentes en el área de influencia del Cerrejón, en Guajira (Colombia), donde se realiza explotación de carbón a cielo abierto desde hace más de 30 años. En las áreas deforestadas para la explotación de carbón, se llevan a cabo labores de preservación de suelos, que posteriormente son utilizados en acciones de rehabilitación, para conformar en ellos un nuevo medio que facilite

la sucesión edáfica, vegetal y animal. La explotación se lleva a cabo en áreas ocupadas originalmente por bosque seco tropical y según los análisis presentados en este trabajo, la vegetación actual en las áreas sometidas a rehabilitación, representa un 22% de la diversidad local de plantas de los paisajes encontrados antes de la minería.

LITERATURA CITADA

- Aide, T. M. & J. Cavelier. 1994. Barriers to lowland tropical forest restoration in the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Restorat. Ecol.* 2: 219-229.
- Bainbridge, D. A. 2007. *A Guide of Desert and Dryland Restoration: A new hope for Arid Lands*. Society for Ecological Restoration International. Island Press. Washington D. C. USA.
- Ceballos, G. & A. García. 1995. Conserving neotropical biodiversity: the role of dry forest in western México. *Conservation Biology* 9(6): 1349-1356.
- Ceccon, E. 2010. Los bosques tropicales estacionalmente secos: ¿una prueba ácida para la restauración?. En este volumen.
- Díaz-P., S. 1998. El medio ambiente colombiano y los cultivos ilícitos. *Rev. Acad. Colomb. Cienc.* Vol XXII, N! 83: 173-186.
- Etter, A. 1998. Bosque húmedo tropical. Págs: 106-133. En: Chávez, M. E. & N. Arango. (eds.). *Informe Nacional sobre el estado de la biodiversidad de Colombia*. Tomo I. Diversidad Biológica. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. SantaFé de Bogotá, Colombia.
- Hernández-C., J. I. & H. Sánchez. 1992. Biomas terrestres de Colombia, págs. 153-173. En: G. Halffter, comp. *La Diversidad Biológica de Iberoamérica I*. Acta Zoológica Mexicana. Vol. Esp. México.
- Holl, K. D. 1999. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. *Biotropica* 31: 229-242.
- Holl, K. D., Loik, M. E., Lin, E. H. V. & I. A. Samuels. 2000. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. *Restorat. Ecol.* 8: 339-349.
- Houghton, R. A. 1991. Tropical deforestation and atmospheric carbon dioxide. *Climatic Change* 19: 99-118.
- Janzen, D. H. 1988. Management of habitat fragments in a tropical dry forest: growth. *Ann. Missouri Bot. Gar.* 75: 105-116.
- Janos D. P. 1996. Mycorrhizas, succession, and the rehabilitation of deforested lands in the
- Kattan, G. H. 2002. Fragmentación: patrones y mecanismos de extinción de especies. Pp.: 561-590. En: Guariguata, M. R. & G. H. Kattan. (Eds.). *Ecología de Bosques Neotropicales*. Editorial Tecnología de Costa Rica.
- Meli, P. 2003. Restauración ecológica de bosques tropicales: veinte años de investigación académica. *Interciencia* 28 (10): 581-589.
- Mesquita, R. 2000. Management of advanced regeneration in secondary forest of the Brazilian Amazon. *Forest Ecol. Manag.* 130: 131-140.
- Nepstad, D. C., Uhl, C. & E. A. S. Serrão. 1991. Recuperation of a degraded Amazonian landscape: forest recovery and agricultural restoration. *Ambio* 20: 248-255.
- Rodríguez, J. P., Nassar, J. M., Rodríguez, K. M., Zaguer, I., Portillo-Q., C. A., Carrasquel, F. & S. Zambrano. 2009. Tropical dry forests in Venezuela: assesing status, threats and future prospects. *Enviromental Conservation* 35 (4): 311-318.
- Suárez, L. M., Molina, C. R., Bulla, L. A. & V. Francisco. 2000. Efecto de plantaciones de *Pinus caribea* sobre la herpetofauna en Uverito, Venezuela. *Ecotrópicos* 13(2): 67-74.
- Uhl., C., Buschbacher, R. & E. A. S. Serrão. 1988. Abandoned pastures in eastern Amazonia. I. Patterns of plant succession. *J. Ecol.* 76: 663-681
- Zimmerman, J. K., Pascarella, J. B. & T. M. Aide. 2000. Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico. *Restorat. Ecol.* 8: 350-360.

SIMPOSIO RESTAURACIÓN EN ÁREAS PROTEGIDAS

35. PROCESO DE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA DEL ÁREA AFECTADA POR EL INCENDIO DE JULIO DE 2006, CUENCA ALTA DEL RÍO OTÚN, EN PNN LOS NEVADOS

Jorge Lotero, Erika Nadashowsky, Germán Páez, Oscar Castellanos, Oscar Murillo, Ana Lucía Suárez, Jonh Dorance Manrique, William Vargas, Ledy Trujillo

*PNN Los Nevados-CARDER
nevados@parquesnacionales.gov.co, williamvarg@gmail.com, ledytrujillo@yahoo.es*

RESUMEN

El presente proyecto tiene como objeto diseñar e implementar una propuesta de restauración ecológica y protección del área afectada por el incendio forestal de julio de 2006 en el Parque Nacional Natural Los Nevados y zonas intervenidas en la cuenca alta del río Otún, Risaralda, Colombia. Éste ha contado con el apoyo de Embajada de Holanda, GEF, PNN Los Nevados, CARDER y FNR, Aguas y Aguas de Pereira. Establece acciones de restauración ecológica, que integran planes de restauración activa y pasiva, mitigación de efectos antrópicos, educación ambiental, control y vigilancia del área afectada y plan de contingencia contra incendios forestales. El planteamiento conjunto de dichos planes busca incentivar el éxito de las acciones concretas de restauración, que incluyen la formación de núcleos de regeneración y corredores conectores de vegetación que incentivan la colonización, establecimiento y persistencia de especies vegetales, necesarias en el proceso de recuperación natural y asistida. Así mismo, se busca incentivar acciones de aislamiento de áreas vulnerables y la reconversión de actividades agropecuarias por alternativas sostenibles en el área del parque, generando pactos socio-ambientales que sigan parámetros establecidos por las políticas ambientales de la UAESPNN. Las acciones de control y vigilancia fortalecen la prevención, seguimiento y atención de sucesos que alteren o irrumpan en los parámetros de protección, conservación y manejo de las áreas de interés. Finalmente se conectan los esfuerzos de éste proceso a los espacios de socialización y concertación de toma de decisiones a nivel regional con el fin de fortalecer y engranar los planes de acción en áreas de protección y zonas de amortiguación.

Palabras clave: restauración ecológica participativa, mitigación de efectos antrópicos, núcleos de regeneración, corredores de conectividad, Laguna del Otún, páramo.

INTRODUCCIÓN

El páramo es uno de los ecosistemas afectados en gran medida por diversas actividades antrópicas, resultado de la colonización y expansión de asentamientos humanos y de sus actividades económicas, lo cual repercute en la conservación de los recursos naturales y de servicios ambientales que éste ecosistema presta. Los incendios forestales ligados en gran medida a las actividades antrópicas, es una de las alteraciones que generan fuertes cambios e impactos sobre el ecosistema, afectando directamente los patrones estructurales y funcionales del mismo. Es de resaltar que debido a las condiciones ambientales presentes en el páramo los procesos de regeneración natural de la vegetación son lentos y limitados en muchas ocasiones por sucesos condicionantes como son las heladas, la alta radiación solar, el estrés hídrico para las plantas, entre otras.

En el caso de la zona afectada por el incendio del 2006 en el Parque Nacional Natural Los Nevados, se han establecido acciones direccionadas a la evaluación de los efectos inmediatos del incendio y a partir de esto a la implementación de estrategias de restauración ecológica del ecosistema alterado, en éste caso el páramo y los beneficios ambientales que éste presta. Se establece entonces un Plan de Restauración y Protección del área afectada por el incendio, dirigido a establecer planes de acción articulados, que fortalezcan tanto los procesos investigativos como los procesos sociales. Dentro de los planes de acción se estructura el Plan de Restauración Ecológica, que busca establecer acciones que superen las barreras naturales a la recuperación del área, resultado de los efectos del incendio, activando diversos factores determinantes en la reconstrucción de la estructura vegetal y edáfica y a futuro en la restitución de las interacciones y funciones del ecosistema. La Restauración Ecológica involucra la asistencia humana y buscan el retorno de un sitio alterado a las condiciones que presentaba antes de su transformación (Munshower 1994, Harris & van Diggelen 2006). Éstas acciones dependen del grado de deterioro del sistema, determinado por el tipo de disturbio, la frecuencia, la magnitud y la escala en la que ocurre (Glenn - Lewin & Van der Maarel 1992).

Se establece el seguimiento de los tratamientos (SER 2002) por medio del monitoreo que ayude a dilucidar los factores que están influyendo en el éxito o falla de las estrategias adoptadas y con esto a la aprobación de los tratamientos establecidos (Reay & Norton 1999, Block *et al.* 2001) a partir de esto se pueden ajustar las prácticas de restauración en cualquier momento (Block *et al.* 2001, Holl & Cairns 2002, Brunner & Clark 1997). El seguimiento incluye dos tipos de monitoreo, el de implementación o de corto plazo y el de efectividad o de largo plazo (Block *et al.* 2001).

Este Plan es complementado y apoyado con estrategias y acciones diseñadas en el Plan de Mitigación de Efectos antrópicos que buscan reducir o eliminar tensionantes resultado de actividades humanas presentes en la zona y El Plan de Control y vigilancia que establece acciones que refuerzan la presencia institucional en la zona, así como la identificación, seguimiento y manejo de infracciones que atenten contra los valores objeto de conservación y por ende con los esfuerzos implementados en el proceso de recuperación luego del incendio, previniendo y estableciendo estrategias de manejo en caso de identificar riesgos. Las acciones de restauración se deben contextualizar en procesos que involucren a las comunidades humanas presentes en el sitio, por medio de procesos de acercamiento, sensibilización, espacios de construcción de soluciones a problemas ambientales, ya que genera un mayor éxito el tomar en cuenta las diversas percepciones de la naturaleza por parte de la comunidad asociada y que finalmente va a ser la directa beneficiada (Swart *et al.* 2001).

MÉTODOS

AREA DE ESTUDIO

El Parque Nacional Natural Los Nevados se encuentra localizado en la cordillera central de Colombia, entre los 75° 12' y 75°30' de longitud oeste y 4°36' y 4°57' de latitud norte, comprendiendo áreas en jurisdicción de 11 municipios de los departamentos de Risaralda, Tolima, Caldas y Quindío (Figura 1). Fue creado mediante el acuerdo 15 de 1973, delimitando un área de 58.300 Ha aproximadamente, con miras a preservar los biomas de páramos y bosques altoandinos de la cordillera central y con esto la fauna y flora que estos ecosistemas albergan. Así mismo se vela por preservar las unidades de origen glaciar del complejo volcánico Ruiz –Tolima, y proteger las cuencas altas de los ríos y afluentes que se originan en los ecosistemas de alta montaña presentes allí.

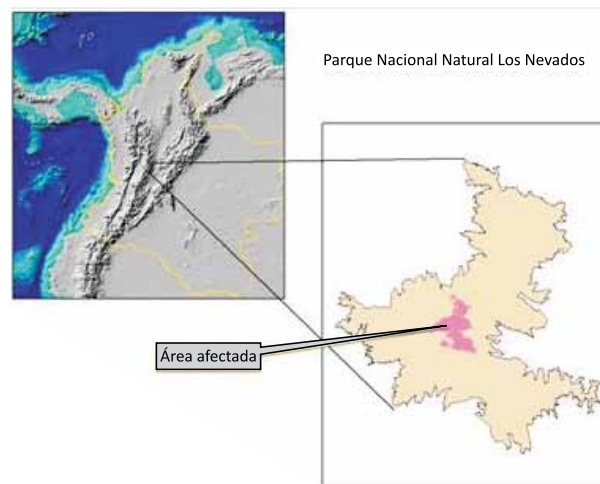


Figura 1. Localización del Parque Nacional Natural Los Nevados (Fuente: SIG PNN Los Nevados).

TOMA Y ANÁLISIS DE DE DATOS

Para el desarrollo del proceso de restauración es necesario entender el escenario de implementación, en donde las dinámicas de disturbio determinan los arreglos estructurales, la distribución y el grado de afectación de la cobertura vegetal. Por tal motivo se establece inicialmente un análisis de la vegetación presente en el área del Parque Nacional Natural los Nevados y específicamente el sector de la Laguna del Otún y sus alrededores. A partir de esto se plantea la toma de decisiones en cuanto a la selección de especies a utilizar en el proceso de restauración, los sitios de obtención de propágulos y los patrones o arreglos vegetales a utilizar.

EVALUACIÓN DE LA REGENERACIÓN NATURAL

Se identifican inicialmente diversos escenarios afectados por incendio, en los cuales se implementaron métodos de evaluación de la vegetación, resultado de los procesos de sucesión-regeneración dados en el área luego de dos años de ocurrido el disturbio. Para efectos de comparación se toma como sitio de referencia el Bosque del Edén, ubicado cerca a la laguna del Otún, es una zona representativa al no estar afectada por el incendio, esta zona es un relicto de la vegetación inicial al disturbio, en donde se presentan diversas coberturas vegetales típicas de páramo como Matorral, Frailejón y Pajonal, así como combinaciones de éstas coberturas.

Se establece el método punto intercepto para la evaluación rápida de la vegetación presente, para esto se implementan tres transectos de 50 x 2 m en cada uno de los sitios evaluados, los transectos son marcados cada 10 m en donde se toman tres puntos de muestreo sobre una línea perpendicular para un total de 18 puntos de toma de datos por transecto, en cada punto de muestreo se evalúa la frecuencia de las especies por medio de datos de presencia-ausencia. Con el fin de evaluar la regeneración luego del incendio se determina la cobertura alcanzada por las especies vegetales, disponiendo cuadrantes de 1 x 1 m en tres puntos de muestreo a lo largo de los transectos usados. En cada cuadrante se evalúa el porcentaje de cobertura que alcanza cada una de las especies allí presentes. Las variables evaluadas son abundancia, composición, riqueza y diversidad de especies, presentes en cada uno de los sitios evaluados (Moreno 2001, Magurran 1989).

PROPAGACIÓN DE ESPECIES

Se evalúa la sobrevivencia de los métodos y de cada una de las especies propagadas, así como del desarrollo de las especies implementadas a lo largo del tiempo de evaluación, sobre un grupo determinado de individuos. El desarrollo de las especies se determina por medio de la medición de variables como la altura, la cobertura y el volumen alcanzado por cada especie. (Vargas 2000). Para determinar la tasa de desarrollo se determina la tasa de crecimiento para la altura, cobertura y volumen, por medio del cual se establece la variación de la variable usada a lo largo del tiempo según la ecuación planteada por Graeme & Facelli (2003).

ESTRATEGIAS DE RESTAURACIÓN

Para el monitoreo de las estrategias experimentales se evaluó la variable sobrevivencia y porcentaje de sequía de los individuos establecidos, siendo éstos individuos sembrados de especies arbustivas propagadas en invernadero, individuos desarrollados de especies arbustivas llamados bloques y cespiones trasplantados con coberturas rasantes. Así mismo se establece la sobrevivencia y la sequía presentada por cada una de las especies implementadas dentro de cada una de éstas estrategias. A partir del monitoreo de implementación se observa la evidencia de la sequía en los individuos sembrados, y se establece un gradiente de afectación sobre los mismos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

LA VEGETACIÓN EN EL PARQUE NACIONAL NATURAL LOS NEVADOS, CONSIDERACIONES IMPORTANTES EN LA TOMA DE DECISIONES

La composición actual de la flora en el sector de la laguna se ha disminuido debido al efecto de las quemadas, numerosas especies pudieron haberse perdido gracias a la intensidad y la frecuencia del fuego. Pero adicionalmente procesos naturales como el vulcanismo pudieron haber afectado varios grupos no solo de plantas sino de animales, especialmente aquellos que como las ranas y las salamandras son de poca movilidad. Del género arbustivo *Aragoa* (Scrophulariaceae) existe evidencia de polen de depósitos del pleistoceno en la región, pero actualmente no se registra, pudiéndose perder como consecuencia de la actividad volcánica. Actualmente se encuentran en los alrededores de la Laguna del Otún, a partir de 3600 msnm, unos 145 géneros pertenecientes a 47 familias botánicas. Entre las familias más diversas se encuentran Asteraceae con 41 géneros (28.3%), seguida de Apiaceae con 12 géneros, Poaceae con ocho y Cyperaceae con seis, valores muy por debajo que los de otros sectores mejor conservados del Parque, como por ejemplo el sector de Brisas (PNN Los Nevados 2010).

Se ha resaltado el papel que eventos naturales pueden tener en la pérdida de biodiversidad, sin embargo son los procesos antrópicos las causantes del mayor deterioro del sector aledaño a la laguna del Otún y otras áreas de páramos. Actividades antrópicas asociadas con la quema y el pastoreo afectan directamente la estructura y composición de las coberturas vegetales en el páramo. Esto conlleva a la alteración funcional del ecosistema al presentarse una disminución de hábitat y recurso que afecta la

sobrevivencia y movilidad de grupos de fauna en el sector. La simplificación del páramo es el principal efecto directo sobre la flora, las especies más susceptibles son las primeras en desaparecer, algunas tienen capacidad de rebrote y pueden como en el caso del tibar (*Escallonia myrtilloides*) producir rebrotes basales cuando el fuego ha pasado rápidamente, la mayoría de las especies no tienen esta adaptación y desaparecen. Los grupos más afectados son los de las plantas pequeñas que viven asociadas al pajonal, así como al interior de los bosques enanos y los arbustales. La desaparición de especies está asociada a la intensidad, la duración y la frecuencia de los fuegos, pues aunque algunas especies logran regenerarse, se requiere del tiempo suficiente como para que las nuevas plantas maduren y generen propágulos.

A partir de la revisión de los géneros registrados para el parque, y presentes en sectores similares a la laguna del Otún y sus alrededores, tanto dentro del Parque, como en páramos vecinos en Quindío y Tolima, se encontró que al menos 86 géneros de 48 familias botánicas no están presentes en la laguna del Otún y sus alrededores. Así mismo se han identificado familias de plantas ausentes en la laguna del Otún y sus alrededores pero presentes en otros sectores dentro del Parque encontrándose 30 familias, entre las que se menciona dado el valor ecológico al representar la mayor parte de la oferta de recursos para las especies nectarívoras y frugívoras de los páramos: Alstroemeriaceae (*Bomarea*), Bromeliaceae (*Greigia*, *Guzmania*, *Puya*, *Racinaea*, *Tillandsia*), Coriariaceae (*Coriaria*), Cunoniaceae (*Weinmannia*), Melastomataceae (*Brachyotum*, *Miconia*, *Tibouchina*), Myrsinaceae (*Geissanthus*, *Myrsine*) y Myrtaceae (*Myrteola*, *Ugni*).

En el páramo se ha reportado la degradación de los bancos de semillas a causa de la combinación de disturbios como la quema y el pastoreo (Posada y Cárdenas 1999), lo que puede contribuir en la desviación de las sucesiones vegetales y el cambio en la composición y estructura de las comunidades propias del páramo. No obstante algunos estudios plantean que algunas formas de crecimiento de especies propias del páramo son resistentes a magnitudes bajas de disturbios, sin embargo al presentarse presiones por pastoreo recurrente se afecta el desarrollo de la regeneración natural (Premauer 1999, Verweij 1995). Entre las especies de páramo se encuentran algunas poco resistentes al fuego y el estrés hídrico luego del mismo, pero otras son estimuladas en su reproducción vegetativa, o germinativa, así como resistentes al estrés hídrico posterior al incidente.

Es el caso de las gramíneas que reportan en algunos estudios aumento de la biomasa de raíces luego de presiones por fuego y ganadería. Así mismo *Espeletia hartwegiana* en la cordillera central de los andes colombianos ha presentado un incremento en la germinación luego de la evidencia de un fuego (Verweij & Kok 1992). Se plantea que las formas caulirrosulas, las macollas y rosetas encontradas en comunidades propias del páramo como adaptaciones evolutivas frente a las condiciones adversas de éste ecosistema, les proporcionan a muchas especies resistencia a disturbios como el fuego y el pastoreo (Laegaard 1992). Estas formas de crecimiento pueden proporcionar protección a las yemas de crecimiento, en muchos casos por la biomasa vegetativa y necromasa que las aíslan. Así mismo la formación de sistemas radiculares fuertes, profundos y/o extensivos con alta capacidad de regeneración vegetativa, son adaptaciones que logran sobrevivir a disturbios en donde no se afecte en su totalidad el suelo, permaneciendo así un legado de la vegetación con posibilidades de permanecer e iniciar la regeneración natural de especies propias del sistema.

Selección de las especies: Para la selección de especies en procesos de restauración es apropiado establecer características de historias de vida, tipos de crecimiento, grado de amenaza o rareza, abundancia, papel ecológico, facilidad para la propagación o la obtención de propágulos y capacidad de la especie para dar la respuesta que se necesita dentro del proceso en el que se involucra. A partir de esto se identifican y seleccionan las especies en el presente proceso, además de la evidencia de sobrevivencia y desarrollo de las especies propagadas en la primera fase y la disponibilidad de propágulos en el área de estudio. Seguidamente se establecen jornadas de obtención de propágulos, siendo éstos semillas, plántulas y estacas de las especies priorizadas para la propagación. Es así que se establecen especies herbáceas y arbustivas como especies potenciales en el proceso de restauración ecológica del área afectada (Figura 2).

Dentro de las especies herbáceas se identifica a *Gentianella dasyantha*, *Castilleja fissifolia*, *Baccharis genistelloides*, *Satureja nubigena*, *Pernettya prostrata*, *Senesio formosus*, *Bidens andicola* y varias especies de *Lupinus* como claves para la restauración ya que presentan ciclos de vida cortos con una rápida y abundante producción de frutos y semillas, las cuales se dispersan eficazmente por barocoria, anemocoria o zoocoria. La mayoría de éstas especies han regenerado eficazmente luego del incendio a partir de rebrotes vegetativos y en algunos casos a partir de semillas, y en el caso de *Lupinus* spp, germina y se desarrolla rápidamente en condiciones de invernadero, siendo además especies que ayudan a la fijación del nitrógeno al suelo y así como a mejorar las condiciones del mismo. Especies del género *Lupinus*, presentan tasas de crecimiento altas, son resistentes a las sequías y a las heladas, formadoras de un dosel rápido (Díaz-Espinosa 2004), y pueden funcionar como especies facilitadoras al mejorar condiciones microambientales ya que su sombra y hojarasca, disminuyen las altas temperaturas y la humedad de las condiciones en la superficie del suelo (Morris & Word 1989), además que contribuyen a la formación de suelo. Dentro de las especies arbustivas se establece a *Hesperomeles obtusifolia*, *Baccharis tricuneata*, *Hypericum laricifolium*, *Hypericum strictum*, *Diplostegium shultzii*, *Diplostegium revolutum*, *Diplostegium floribundum*, *Pentacalia vaccinioides*, *Escallonia myrtilloides*, *Polylepis sericea*, *Ribes* sp.,

como especies potenciales en la generación y vinculación de coberturas arbustivas en el área afectada. Estas especies se presentan en el área, en algunos casos con producción de propágulos reproductivos y en otros con la opción de colecta de partes vegetativas con fines de propagación por estacas, como es el caso del tibar (*E. myrtilloides*) y el colorado (*P. sericea*).

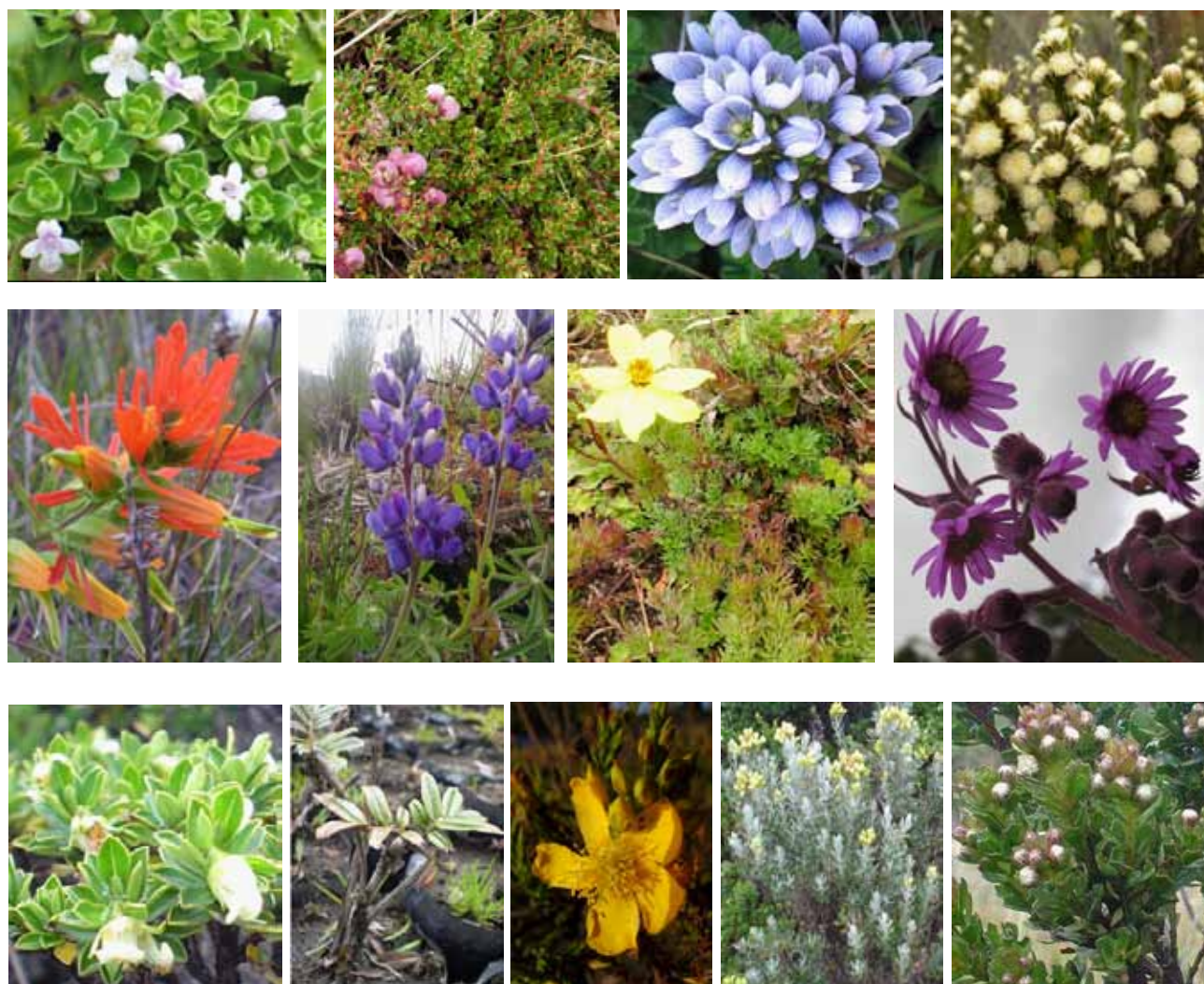


Figura 2. Especies identificadas como potenciales en el proceso de restauración de área afectada por el incendio en la cuenca alta del río Otún. a. *S. nubigena*, b. *P. prostrata*, c. *G. dasyantha*, d. *B. genistelloides*, e. *C. fissifolia*, f. *L. bogotensis*, g. *B. andicola*, h. *S. formosus*, i. *E. myrtilloides*, j. *P. sericea*, k. *H. strictum*, l. *D. shultzei*, m. *B. tricuneata*.

Obtención del material vegetal: Se plantean diversas estrategias para la obtención del material vegetal entre las que se cuenta con la propagación de especies en condiciones de invernadero a partir de semillas, estacas y rescate de plántulas, así mismo se plantea el traslado de plantones de individuos adultos de especies arbustivas y cespedones con especies herbáceas y rastreras presentes en la zona. La propagación de herbáceas rastreras proporciona la extensión de especies capaces de retener suelo y evitar la pérdida de sustrato, así como la competencia de espacio de colonización con las gramíneas. La propagación de especies arbustivas asegura el mantenimiento de la diversidad de especies vegetales y de las coberturas de mayor altura que el estrato herbáceo.

La propagación se realizó a partir de semillas, estacas y rescate de plántulas, propágulos que fueron trasladados e implementados en el invernadero por el tiempo necesario para su crecimiento, para luego ser trasladados al vivero como etapa de aclimatación antes de ser llevados a campo e implementados en los módulos de restauración. La propagación por semillas (Figura 3) es garantía de mayor diversidad genética, y es muy importante en el manejo de especies amenazadas. Las bajas temperaturas y el efecto de las heladas y granizadas suelen ser catastróficos en el establecimiento de programas de propagación en el páramo.



Figura 3. Propagación de especies a partir de semillas.

El aumento de temperatura dentro del invernadero es un factor determinante en la activación de la germinación, por tanto se construye en el sector de la Laguna del Otún un invernadero y un vivero (Figura 4) con capacidad de 30000 plántulas al año aproximadamente y acompañado a esto la actividad continua de colecta de propágulos de especies establecidas como claves para la continuidad de los procesos de restauración, por parte de los funcionarios del Parque. Algunos estudios de alta montaña evidencian diferencias en los tiempos de germinación de semillas presentes en el banco de semillas, expresadas en campo y bajo condiciones de invernadero (Trujillo y Vargas 2007).

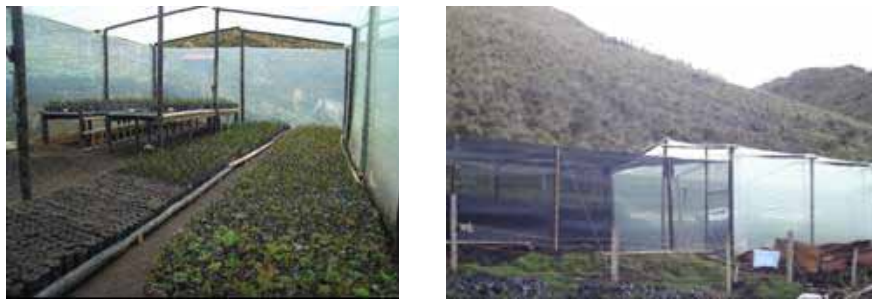


Figura 4. Invernadero y Vivero implementado en el sector de la Laguna del Otún.

Dentro de las especies propagadas a partir de semillas se encuentran las especies de Lupinus, las Asteraceas como Arnica (*S. formosus* y *B. andicola*) especies de chilcos (*Baccharis* spp.) y de romeros (*Diplostephium* spp.); así mismo se experimentó con las especies de Hypericum, *C. fissifolia* y las especies de frutos carnosos como el mortiño (*H. obtusifolia*) y la reventadera (*P. prostrata*). Se recomienda sembrar las semillas en el menor tiempo posible luego de su colecta para así disminuir la pérdida de viabilidad de la semilla.

Si bien la propagación vegetativa (Figura 5) disminuye la diversidad genética, esta estrategia se puede emplear con fines de propagar especies vegetales que presenten procesos de desarrollo lentos y tiempos germinativos muy largos o simplemente no presenten poblaciones amplias y activas en la zona, de donde se puedan obtener semillas.

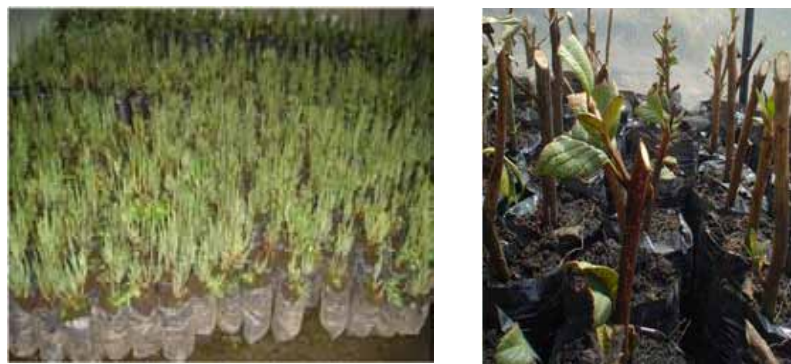


Figura 5. Propagación vegetativa de especies a partir del rescate de plántulas y regeneración de estacas.

Se probaron estacas de *Pentacalia vaccinioides*, *Diplostephium rosmarinifolium*, *Diplostephium schultzei* y *Gynoxys tolimensis* (Asteraceae), *Escallonia myrtilloides* (Grossulariaceae) y *Polylepis sericea* (Rosaceae), obteniéndose altos niveles de prendimiento en todos los casos excepto en *Diplostephium*.

Se hizo un rescate de plántulas de especies arbustivas como *Hypericum strictum*, *H. laricifolium*, *B. tricuneata* y *D. schultzei* proceso en el que es importante no solo la manera en que se extraen las plántulas, sino su transporte, trasplante y manejo tanto antes como después del trasplante a bolsas. El desarrollo de las plántulas se puede acelerar si son depositadas en invernadero, alcanzándose en muchos casos a duplicar las tasas de crecimiento con respecto a aquellas plántulas puestas fuera del invernadero. Numerosas especies pueden ser manejadas de esta manera, y existen muchos sitios de los que se puede extraer material, especialmente de aquellos en donde las plántulas no tienen oportunidades para desarrollarse o porque las altísimas densidades de plántulas permiten hacer una extracción segura tanto para la especie como para el proceso de restauración. Por tanto se hace la extracción de áreas en donde estas especies forman colonización densa y la competencia es alta y la probabilidad de establecimiento de gran número de plántulas puede ser baja.

Para la selección de plantones, se toman de zonas aledañas a los humedales del sector norte de la laguna del Otún, el cual está cubierto en una extensión de varias hectáreas por comunidades dominadas por *H. strictum* y *H. laricifolium*, con densidades aproximadas de 67000 individuos/ha, que fueron durante el proceso de restauración la fuente más importante de plantones. Para seleccionar las especies y la cantidad de ellas, se tuvo en cuenta que estas comunidades presentan una fuerte dominancia (82,5%) de las dos especies de *Hypericum* (*H. strictum* 45,4%, *H. laricifolium* 37,1%), una baja densidad de otras especies arbustivas (16,61% de *Baccharis tricuneata* – Asteraceae, *Escallonia myrtilloides* - Grossulariaceae) y solo 0,9% de hierbas emergentes (no rastreras, como *Gentianella dasyantha* – Gentianaceae, *Plantago rigida* – Plantaginaceae, *Xenophyllum crassum* – Asteraceae, *Valeriana plantaginea* - Valerianaceae). Un 10% de los individuos de estas poblaciones pudo ser extraído sin generar impactos, y las tasas de supervivencia, a pesar del fuerte verano registrado se sitúan por encima de 80%.

ESTRATEGIAS DE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA

Se diseña el Plan de Restauración Ecológica a implementar en la segunda fase del proceso (PNN Los Nevados 2010), teniendo en cuenta diversos factores considerados primordiales para el éxito de lo implementado como en el cumplimiento de los objetivos propuestos, que incluye 50 ha de restauración activa y 2350 ha de restauración pasiva. Teniendo en cuenta que las condiciones del páramo son adversas y que el desarrollo de las especies es lento, se implementan estrategias dirigidas a la obtención continua de material vegetal, para lo cual se cuenta con la construcción de estructuras adecuadas para tal fin y con la priorización de sitios que funcionen como proveedores potenciales de material vegetal. Por tanto se aprovecha el material vegetal presente en relictos de vegetación no afectada y de micro-condiciones consideradas favorables para la sobrevivencia de las estrategias a implementar, como son los alrededores de las cañadas y sitios con evidente legado de vegetación arbustiva.

Se establecen estrategias de restauración activa dirigidas a generar núcleos de vegetación, los cuales se basan en la siembra mixta de especies arbustivas formadoras de dosel. Ésta estrategia es citada por diversos autores como formación de micrositios de regeneración utilizada en procesos de restauración (Trujillo y Vargas 2007, Díaz *et al.* 2007, León *et al.* 2007). Los núcleos de regeneración buscan la formación de microcondiciones estables que proporcionen incentivos para la llegada, el establecimiento y desarrollo de propágulos vegetales. Estos núcleos generan a largo plazo micro-condiciones que amortigüen los drásticos cambios ambientales generados por los disturbios y en general que se presentan en el ecosistema de páramo. Dentro de éstas condiciones se cuenta con el aumento de la intensidad lumínica, de la temperatura y de la evapotranspiración, reducción en la humedad del suelo y ocurrencia de heladas, que en conjunto pueden afectar el desarrollo y sobrevivencia de plántulas de especies nativas (Groenendijk & Duivenvoorden 2005). La formación de doseles reduce el efecto de las condiciones contrastantes presentes en las áreas alteradas, lo cual ayuda a mantener la humedad en el suelo (Gómez-Aparicio *et al.* 2004). Esto a la vez ayuda a incentivar la formación de micrositios de regeneración, logrando reactivar la regeneración de la vegetación (Peterson & Haines 2000, Slocum 2000).

La distribución de los núcleos de vegetación en los módulos de restauración busca generar interconexión entre ellos, proyectando así la formación de corredores de vegetación favorables para la regeneración y extensión de dichos núcleos. Se busca estimular el establecimiento de propágulos de especies que se dispersen o extiendan en el área, así como la sobrevivencia y desarrollo de las especies incorporadas. Así mismo se pretende reactivar la sucesión vegetal y estimular el repoblamiento de la fauna en las áreas alteradas por el incendio.

NÚCLEOS DE VEGETACIÓN

Se implementan tres tipos de núcleos dentro de los cuales se cuenta con Núcleos de Regeneración (Figura 6) en donde se siembran individuos ya desarrollados de especies arbustivas asociados para generar doseles, lo cual se complementa con la siembra de plántulas de arbustos bajo los doseles generados. Los núcleos de facilitación fomentan la implementación de especies herbáceas, por medio de la siembra de cespedones bajo los doseles generados, lo cual busca generar áreas receptoras o facilitadoras para la germinación y establecimiento de propágulos. Los micro-núcleos son pequeñas áreas de siembra (4 x 4m) distribuidos de tal forma que generan corredores de conexión en las áreas intermedias a los núcleos de regeneración y de facilitación.



Figura 6. Núcleos de vegetación, implementados en áreas alteradas por el incendio (a la izquierda). Áreas sin implementación (a la derecha).

Los núcleos de vegetación presentan siembra de plántulas de arbustos, así como de plantones y cespedones trasplantados desde áreas no alteradas por el incendio o relictos del ecosistema de referencia (Figura 7). Las plántulas se obtienen a partir del traslado de individuos de hasta 15 cm de altura, desde los relictos de vegetación. Los plantones o bloques de individuos adultos de especies arbustivas se escogen entre 40 y 60 cm de altura, y se trasladan con buena parte de suelo al que se arraiga. Los cespedones con presencia de vegetación rasante buscan la extensión de especies retenedoras de suelo en áreas afectadas, así como formar un legado del banco de semillas de sitios no alterados por el incendio. Los cespedones funcionan como porciones de suelo que pueden introducir micro-fauna y propágulos de especies presentes en áreas no alteradas por el disturbio (Vieira 2004).



Figura 7. Trasplante de Bloques o plantones de arbustos (a), Cespedones (b) y traslado de plántulas propagadas (c).

Micrositios de implantación bajo plantas niñeras: En el área alterada se evidencia la efectiva regeneración de algunas especies arbustivas como *E. myrtilloides*, el cual presenta una sobresaliente regeneración de su follaje a partir de individuos afectados, en áreas donde ésta especie presentaba una alta frecuencia y cobertura. Es así que individuos de ésta especie son utilizados como plantas niñeras, realizándose siembras radiales de plántulas de arbustos de otras especies arbustivas con menor o nula evidencia de regeneración natural (Figura 8), ésta acción busca aprovechar las micro-condiciones que se han generado a partir de la regeneración de algunos arbustos, como micrositios de implantación que incentivan la sobrevivencia y desarrollo de las plántulas sembradas.



Figura 8. Siembra de plántulas bajo plantas niñeras en regeneración.

BARRERAS ANTIESCORRENTÍA

Con la intención de generar estrategias para la retención del suelo con baja cobertura vegetal y en áreas de alta pendiente, luego del incendio se implementan barreras anti-escorrentía, estas barreras se elaboran con esterillas y se sostienen con retazos de guadua como bases que sostienen la infraestructura (Figura 9). Se remueve el suelo retenido con el fin de destapar el banco de semillas y aumentar la micro- heterogeneidad del suelo, con el fin de incentivar la germinación e implementación de otras especies (Robichaud *et al.* 2000). Se siembran además plántulas de especies de rápido crecimiento, como *Lupinus*, que generan un buen volumen y por tanto un buen follaje para aumentar la probabilidad de mejoramiento de microcondiciones para la retención de suelo y regeneración de la vegetación.



Figura 9. Barreras antiescorrentía.

MONITOREO DE ESTRATEGIAS IMPLEMENTADAS

REGENERACIÓN NATURAL DE LA VEGETACIÓN

En la evaluación general de la regeneración luego del incendio se reportó una abundancia de 811 individuos, una riqueza específica de 35 especies, un índice de riqueza de Margalef igual a 5,076 y un índice de diversidad de Shannon de 2,632. Estas especies se encontraron reunidas en 27 géneros y 17 familias, siendo la Asteraceae la familia que presenta mayor número de especies (10) y mayor abundancia de individuos (165). La especie más abundante es *Calamagrostis effusa* con un 35,14% de frecuencia, estando muy por encima de lo obtenido por las demás especies, siendo la especie que más se ha extendido en el proceso de regeneración, evidenciándose con la extensión de los pajonales. Le siguen en abundancia especies como la reventadera

(*P. próstata*) con el 8,38% reportado, el frailejón (*E. hartwegiana*) con 5,54% y el chilco (*B. tricuneata*) con 5,05%. Dentro de las especies con abundancias medias se reportan algunas herbáceas (*C. tristicha*, *L. orbiculata*, *B. laniflora*, *C. nitida*, *R. asetosella*, *H. sessiliflora*) y arbustivas como el rodamonte o tibar (*E. myrtilloides*). Se reporta además un gran número de especies con abundancias bajas que representan el 45,86% de la frecuencia reportada, dentro de las que se cuenta con variadas especies herbáceas con rasgos de historia de vida que las hacen capaces de colonizar y extenderse y algunos arbustos como los chilcos, los Hypericum, el romero blanco, entre otros.

Las gramíneas son las más abundantes representando el 39,58% de los reportes establecidos, seguida por las herbáceas con 27,37%, no obstante las gramíneas son las que presentan menor número de especies (4) y las herbáceas las que presentan mayor número de especies (16). Con abundancias medias están las rastreras representadas en un 16,15% y con menor abundancia los arbustos con 14,18%, aunque éstas formas de vida presentan la misma riqueza específica (7). Las gramíneas son representadas en mayor porcentaje por las macollas de *C. effusa* (88,78%), con respecto al total de gramíneas, mientras las herbáceas presentan una mayor homogeneidad en cuanto a la abundancia de las especies dominantes en ésta forma de crecimiento. En cuanto a las especies rastreras se encuentra que entre dos especies se reporta el 77% del registro de ésta forma de vida entre las que se encuentra la Reventadera (*P. prostrata*) con el 52% y el Guarda-rocío (*L. orbiculata*) con el 26%. Finalmente la regeneración de arbustos se representa en mayor porcentaje por el Frailejón (*E. hartwegiana*) con un 39,13% y el Sanalotodo (*B. tricuneata*) con el 35,6%, seguidas por el Rodamonte (*E. myrtilloides*) con un 17,4 %, las demás especies de arbustos en regeneración se presentan en un bajo porcentaje, siendo menor al 3%, dentro de las que se cuenta el Pino de páramo (*H. strictum*), el Velillo (*H. laricifolium*), el Romero blanco (*D. shultzii*) y el Romero morado (*P. vaccinioides*).

La forma de vida puede determinar junto a otras características de historia de vida de la especie, su capacidad de regeneración, es así que al regenerarse las gramíneas eficazmente por retoños vegetativos sobrevivientes luego del incendio, logran extenderse rápidamente como se reportó en los resultados de la regeneración en la primera fase, no obstante a esto se le adiciona su rápido ciclo de vida que permite un desarrollo rápido y una pronta formación de frutos y semillas que se propagan y continúan colonizando el suelo desnudo, el cual se reportó a los tres años luego del incendio con una extensión de más de la tercera parte de la reportada inicialmente.

Con el objeto de comparar las condiciones de la vegetación entre el sistema alterado luego del incendio y un sistema no alterado desde hace varias décadas, se identifica el sitio llamado Bosque del Edén como el ecosistema no alterado o ecosistema de referencia, el cual es reportado junto a los Humedales del Silencio, y costado occidental de la Laguna del Otún, como sitios con estados sucesionales avanzados de 50 a 60 años, los cuales presentan tipos de vegetación de matorral y matorral-frailejónal. No obstante se reporta para el Bosque de Eden coberturas de matorral, matorral-frailejónal, Pajonal y Pajonal-Frailejónal, entre las cuales se presenta diferencias significativas en composición y abundancia de especies, además los índices hallados de diversidad y riqueza reportan que el Pajonal-frailejónal y el Matorral-Frailejónal son las coberturas que presentan mayor grado de complejidad. Esto se evidencia al ajustar la curva de abundancia al modelo de abundancia en donde éstas coberturas presentan varias especies dominantes, seguido por un grupo medio de especies con abundancias medias y finalmente un gran número de especies con abundancias bajas, mientras las demás coberturas presentan unas pocas especies con dominancias altas, baja diversidad y riqueza de especies. Se encontró además que *Escallonia myrtilloides*, *Calamagrostis effusa* y *Lachemilla orbiculata* presentan altas abundancias en todas las formaciones vegetales, aunque sus valores varían de un sitio a otro, así mismo el frailejón (*E. hartwegiana*) es una especie que se presenta en la mayoría de tipos de vegetación, pero en pocos presenta una abundancia alta, sin embargo es sobresaliente estructuralmente en las formaciones vegetales en que se encuentra (Velasco 2008). A partir de esto y evaluaciones establecidas en campo se comparan los resultados obtenidos entre el ecosistema alterado y no alterado (Figura 10). Se encontró por tanto que la regeneración de vegetación en sitios alterados presenta valores de riqueza, abundancia y diversidad de especies más bajas.

Para determinar un patrón temporal se realizó la evaluación de la vegetación en tres épocas distintas, la primera en diciembre del 2008, en época de verano, luego se evaluó en abril de 2009 en época de invierno y finalmente en agosto de 2009 en época de verano, en donde los registros de precipitación son los más bajos registrados en el año. Para éste fin se escogen tres de los sitios evaluados inicialmente, Camino a los caños, Camino al Nevado Santa Isabel y sector oriental a la cabaña de la laguna del Otún, en donde se implementaron transectos permanentes a lo largo del periodo de muestreo. Se ha reportado en la fase uno que después de un año del incendio y según evaluaciones hechas en 12 escenarios del evento, un total de 72 especies regenerando, estos escenarios presentaban diferentes grados de afectación, logrando diferenciar regeneración de estratos rasantes y de estratos arbustivos. Se determina que la familia Asteraceae es la más dominante y las herbáceas la forma de vida de mayor porcentaje de frecuencia. La regeneración de arbustos fue muy baja, se cuenta al Rodamonte (*E. myrtilloides*) y el Chilco (*B. tricuneata*) las cuales registran más del 90% de la regeneración de ésta forma de crecimiento, no obstante se encontraron otras especies con

una muy baja regeneración como el romero amarillo (*D. floribundum*) y otras especies de chilco (*Baccharis*). En éste reporte se establece un mayor porcentaje de especies con regeneración a partir de semillas (67%) comparado con las regeneradas por estructuras vegetativas (33%) (Cardona 2007), no obstante las especies que regeneran a partir de estructuras vegetativas presentan una mayor frecuencia de registro.



Figura 10. Sitio no afectado (a) y sitio afectado (b) por e incendio del 2006 en la cuenca alta del río Otún.

Luego de dos años del incidente se determina un 53% de cobertura de vegetación regenerada, mientras que pasados tres años éste porcentaje aumentó a un 80% de cobertura. No obstante se reporta que es la especie *C. effusa* la más abundante tanto en frecuencia de registro como en el porcentaje de cobertura, lo cual muestra que la extensión de la cobertura está determinada en un alto porcentaje por ésta especie y por las macollas que ella forma. Es así que en los registros visuales del proceso de regeneración se evidencia un avance en la conformación de cobertura y de biomasa en las áreas afectadas (Figura 11). Sin embargo, se presenta el reporte de un aumento en el porcentaje de herbáceas tanto rastreras como erectas, las cuales van ganando cobertura y reduciendo la exposición del suelo. Los cambios en la regeneración a lo largo del tiempo se determinan como diferencias significativas tanto en la diversidad (p: 0,9357, H: 0,133) como en la riqueza (p: 0,6359, H: 0,9055) de especies entre los tiempos de evaluación, lo cual implica que se está presentando una representativa dinámica vegetal.



Figura 11. Registro visual del proceso de regeneración natural luego del incendio, en el sector de la asomadera. Estado inicial después del incendio (a), luego de un año (b), luego de dos años (c).

PROPAGACIÓN DE ESPECIES DEL PÁRAMO

En cuanto a las estrategias usadas para la propagación de especies en invernadero se encuentra que es la propagación por semillas la que presenta menor porcentaje de mortalidad, y es la propagación por estacas la que reportó mayor pérdida de individuos (Figura 12). Esto puede estar determinado por las especies usadas en cada una de las estrategias, siendo los *Lupinus* los que se propagaron en mayor cantidad por semillas, los cuales reportan resultados muy exitosos, en cuanto a germinación (20 días en condiciones de invernadero), a la obtención de semillas, así como en desarrollo, siendo ésta especie la que presentó una mayor tasa de crecimiento. Por el contrario las especies propagadas por estacas, rodamonte (*E. myrtilloides*), Colorado (*P. sericea*) y otros arbustos, están muy condicionadas por la identificación de individuos adultos aptos para la extracción de material, así mismo el proceso de enraizamiento requiere un mayor cuidado y atención para su efectividad, y la cantidad de material que finalmente se puede procesar y sembrar.

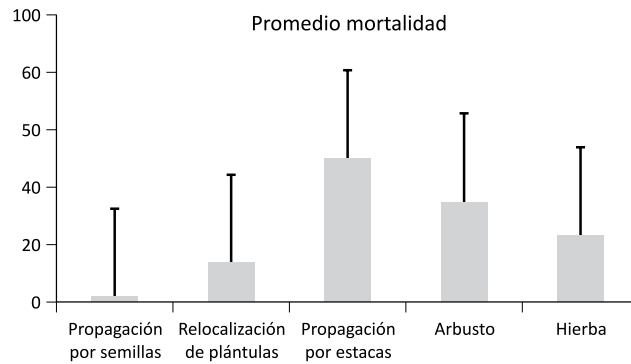


Figura 12. Mortalidad en las diferentes estrategias de propagación de especies establecidas.

Las semillas de especies arbustivas, las cuales en su mayoría son especies de la familia Asteraceae, duran 3 meses aproximadamente en germinar con tasas muy bajas de germinación.

Las especies como sanalotodo, pino de páramo y velillo (*B. tricuneata*, *H. strictum* e *H. laricifolium*) son los que obtienen mayores valores de altura, mientras que al observar rangos de cobertura se destaca que *Lupinus* es la que alcanza un gran desarrollo horizontal comparada con las demás, aunque se destaca que en los arbustos el sanalotodo es representativo en desarrollo horizontal. El rodamonte o tibar evidencia un bajo desarrollo vertical y en algunos casos presenta un destacado desarrollo horizontal (Figura 13).

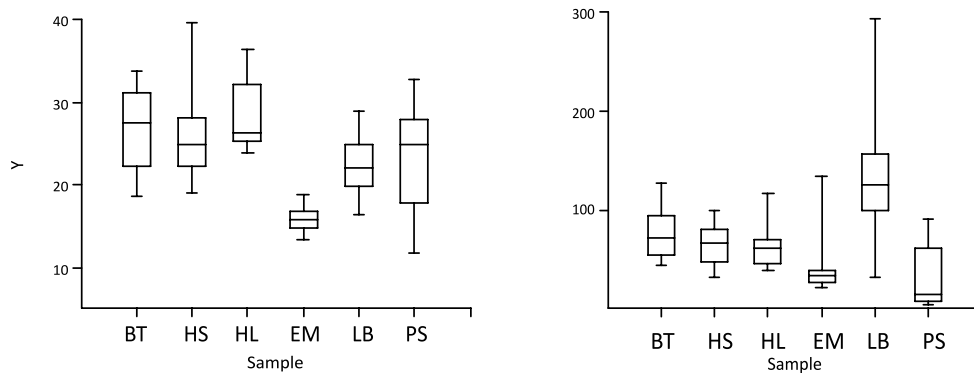


Figura 13. Altura (a) y Cobertura relativa (b) de las especies vegetales manejadas en invernadero.

Esto se corrobora al observar los resultados obtenidos con las tasas de crecimiento que determinaron que el *Lupinus* sobresale de las demás en cuanto al volumen que desarrolla, mientras que en la tasa de crecimiento de la altura es el mortiño (*H. goudotiana*) la que mayor velocidad de desarrollo presenta, seguida por el pino de páramo (*H. strictum*) (Figura 14).

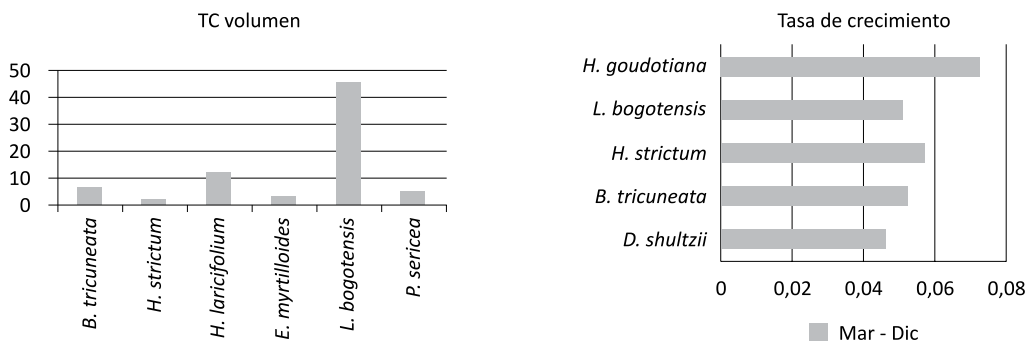


Figura 14. Tasa de crecimiento en cuanto al volumen (a) y altura (b) para las diversas especies propagadas en invernadero.

ESTRATEGIAS DE RESTAURACIÓN

Restauración activa: Como resultado se reportan 53 ha con implementación de estrategias de restauración activa, éstas estrategias se ubicaron en tres zonas dentro del área afectada por el incendio, dentro de las cuales 25 ha se presentan en el sector Laguna del Otún, 20 ha en la zona de Lomabonita y 8 ha en la zona de Bagaseca (Figura 15). En el sector Laguna del Otún se implementaron 4 módulos de restauración siguiendo el diseño propuesto en el Plan ajustado de Restauración, en donde se establecieron diversos tratamientos o arreglos de siembra como Núcleos de regeneración, Núcleos de facilitación y Micronúcleos de conexión que formaron diversos núcleos de vegetación en las áreas alteradas por el incendio. En éstos núcleos se combinaron diversas estrategias de restauración como son Bloqueos de arbustos, Cespedones y plántulas de especies arbustivas provenientes del proceso de propagación. Finalmente se implementan 133.500 individuos en las 25 ha ubicadas en el sector de la Laguna, en donde se establecieron todas las estrategias, según el protocolo diseñado, lo que reporta 5340 individuos por hectárea.

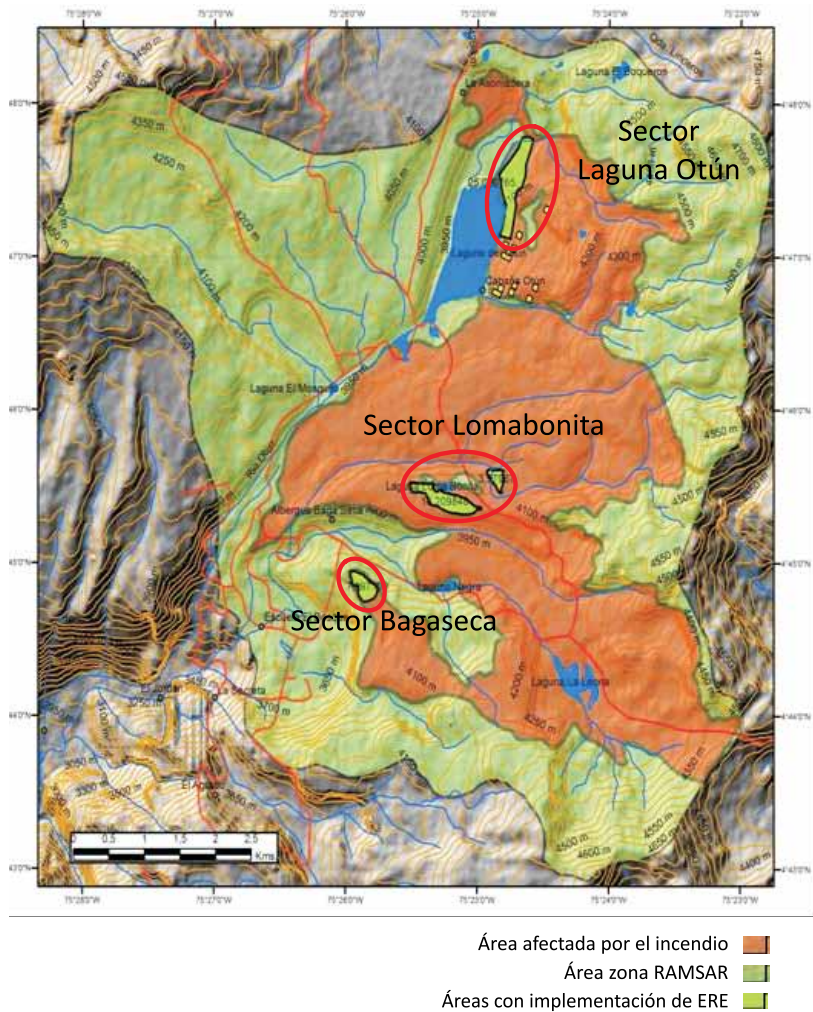


Figura 15. Áreas con implementación de restauración activa, en el sector Laguna del Otún, Lomabonita y Bagaseca.

En los sitios más alejados de Lomabonita y Bagaseca, se establecen Arbustos propagados en invernadero, dispuestos en micronúcleos de conexión, distribuidos en el área de forma tal que establecen corredores de conexión según diseños establecidos inicialmente. En estas áreas, teniendo en cuenta la lejanía y la dificultad de transportar el material vegetal, se logró implementar 250 individuos por hectárea. Los diversos módulos de restauración implementados, así como la ubicación puntual de los núcleos de regeneración formados con los diversos tratamientos usados, se incluyeron en el SIG, por medio del cual se generó una base de datos y mapas indispensables para el manejo de ésta información.

A partir de la evaluación de la implementación de las estrategias usadas, se establece una sobrevivencia del 90,5% en promedio para el total de individuos evaluados entre bloqueos y plántulas de arbustos en los tres sitios de muestreo. En el caso de

los cespedones trasplantados se obtiene un menor porcentaje de sobrevivencia igual a 71,5%. Así mismo se establece que es el sector de Lomabonita el que registra la mayor sobrevivencia (94%), y el sector de Bagaseca la menor (85%). Al establecer el porcentaje de sequía como una variable de medida del grado de afectación del individuo ante el proceso de adaptación a las condiciones del medio, se establece de forma general que en un 55% de los individuos evaluados se presenta un porcentaje bajo de sequía, refiriéndose éste a menos del 30%, así mismo se establece que el 15% de individuos aproximadamente no presenta sequía, siendo éste valor igual para los individuos que presentan un alto porcentaje de sequía. Por tanto a partir de esto se puede establecer que el grado de implementación de las estrategias usadas es alto, luego de 4 meses de implementación de las obras. No obstante se debe continuar con el proceso de evaluación y sobretodo tener en cuenta la época de verano, crítica para la sobrevivencia de los individuos.

En cuanto a la sobrevivencia por especies se determina que especies de Pentacalia son las que presentan una sobrevivencia del 100% no obstante este porcentaje correspondió a una baja cantidad de individuos. Es así que la sobrevivencia del romero blanco se puede considerar como representativa sobre las demás especies, con una sobrevivencia del 98%, seguido del romero amarillo (*D. revolutum*), velillo (*H. laricifolium*) y el rodamonte (*E. myrtilloides*) con una sobrevivencia de más del 90%. Las especies con menor porcentaje de sobrevivencia son el sanalotodo (*B. tricuneata*) y el pino de páramo (*H. strictum*), sin embargo la sobrevivencia es alta en términos generales 84%.

Al evaluar cada uno de los tratamientos se determinó que los arbustos presentaron un mayor porcentaje de individuos con una sequía baja (55%) y pocos individuos presentan una sequía alta (10%), en cuanto a los bloqueos la relación es similar (Figura 16). Se establece además que en el sector de Bagaseca se presentó el mayor valor en cuanto al porcentaje de individuos con una sequía alta y el menor con sequía baja, lo que nos indica que en éste sitio los individuos tuvieron una menor adaptación al sistema. Cabe denotar que éste sector está mas cerca al área de influencia antrópica, por tanto ha sido un sector muy pastoreado (Figura 17). Finalmente es en Lomabonita en donde los individuos tuvieron una mejor adaptación evidenciado con el mayor valor de porcentaje de individuos con sequía baja. Es así que se establecen diferencias significativas entre el sitio Lomabonita y los demás sitios evaluados (H: 5,985; Hc: 6,049; p = 0,05017).

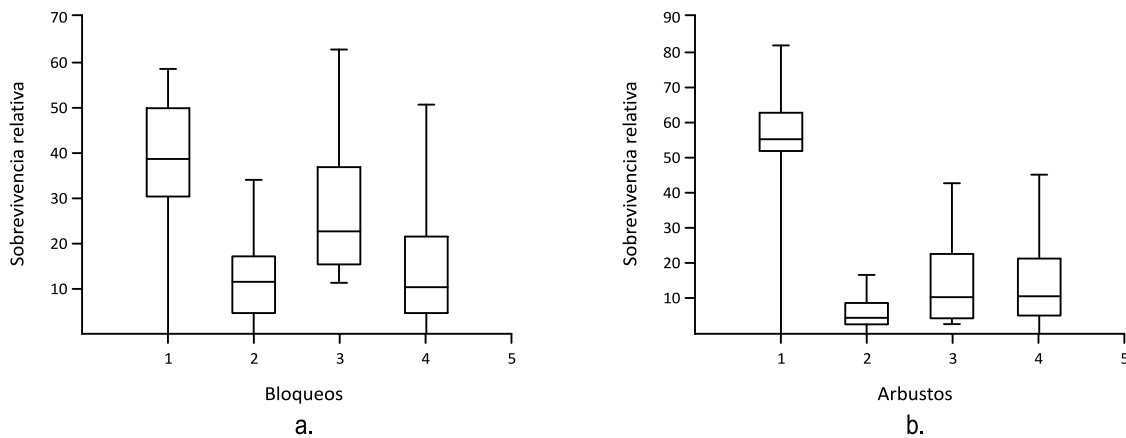


Figura 16. Rango de sequía 1: baja, 2: media, 3: alta y 4: nula para los tratamientos experimentales usados. Arbusto (a), y bloqueos (b).

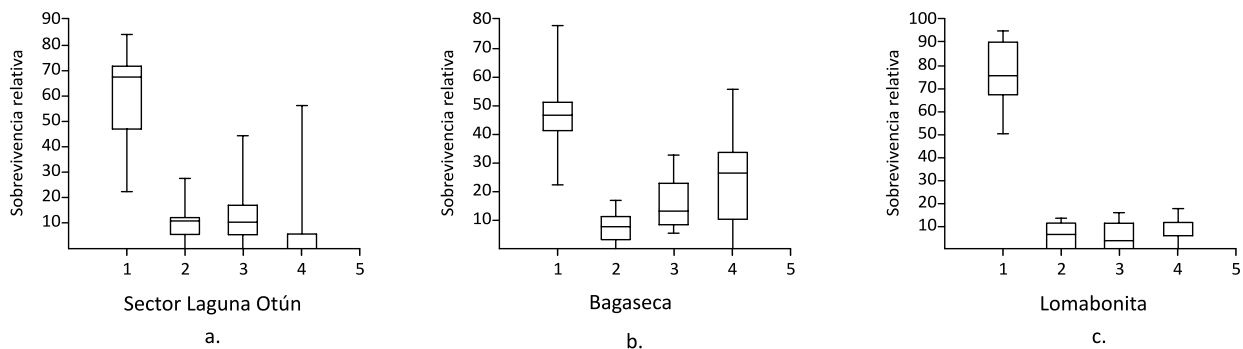


Figura 17. Rango de sequía (1: baja, 2: media, 3: alta y 4: nula) en los individuos sembrados en los diversos sitios experimentales, sector Laguna del Otún (a), Bagaseca (b) y Lomabonita (c).

RESTAURACIÓN PASIVA

En cuanto a la restauración pasiva se implementan acciones que reduzcan las actividades antrópicas y que permitan la regeneración natural de la vegetación en 2350 ha, dentro del área afectada por el incendio, por medio de la implementación de algunas actividades establecidas en el Plan de Mitigación de Efectos Antrópicos, como es el caso de la construcción de 12 km de cercas que logra generar barreras al paso del ganado, desde la zona con presencia de predios de ocupación hacia la parte alta de la cuenca, con el fin de permitir la permanencia y viabilidad de las acciones de restauración allí realizadas. La limitación al paso del ganado con implementación de cercos en estas zonas está complementada con la presencia de escarpes rocosos, que se levantan en algunas zonas funcionando como barreras naturales a ésta presión antrópica (Figura 18), lo cual refuerza de alguna forma la limitante a éste tensionante.

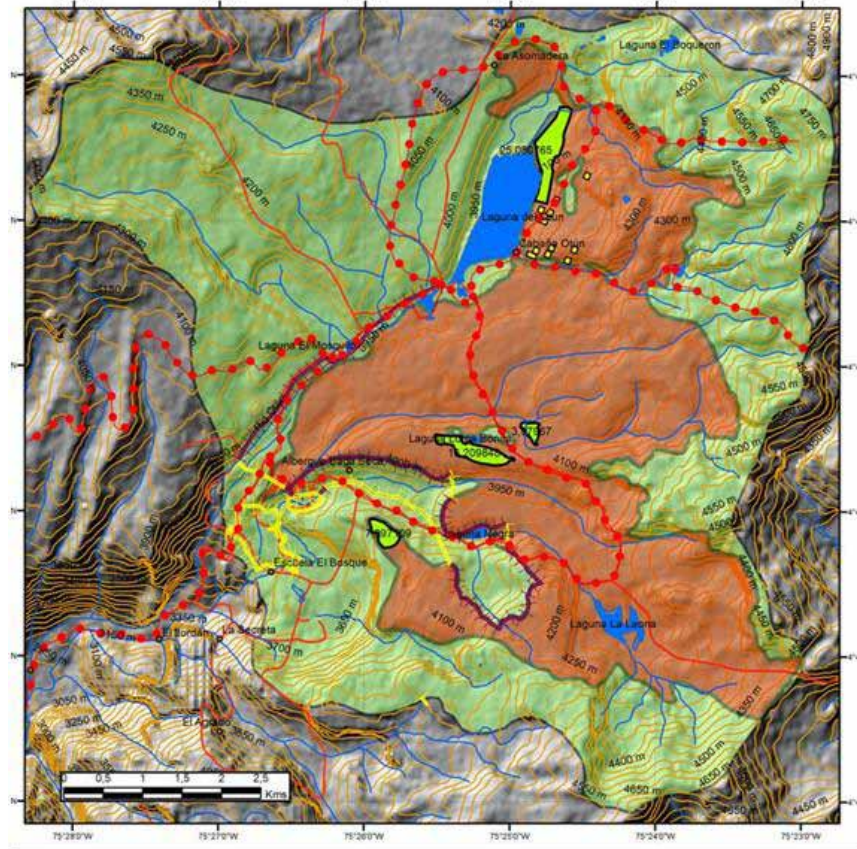


Figura 18. Aislamiento del área afectada por el incendio con implementación de Cercos (barras amarillas) alineadas con las barreras naturales (barras moradas).

De igual forma dentro del componente de Mitigación, se establecieron actividades de socialización del proyecto, de las obras específicas que se estaban desarrollando, de los objetivos que perseguían y de las implicaciones que se tenían en caso de hacer caso omiso a la normativa ambiental, logrando así convocar a la mayoría de los habitantes del sector, los cuales participaron activamente en los talleres desarrollados durante el proyecto. De igual manera se plantean acuerdos concertados con la comunidad en donde se programa la facilitación de materiales para la construcción de bebederos para el ganado que reemplacen las zonas usadas hasta ahora, como son los humedales, por elementos prediseñados, esto reduce de forma significativa la necesidad de desplazar el ganado hacia áreas vulnerables. Así mismo se concerta la donación de materiales para el refuerzo de linderos deteriorados, que busca reducir la extensión del ganado de los predios de ocupación hacia áreas de protección. Es así que se logra implementar 3,96 km de cercas, alrededor de humedales (Figura 19) y concertar con algunos habitantes del sector, el uso de bebederos artificiales y el restablecimiento de linderos caídos en sus fincas, actividades que se espera reduzcan a futuro la presión por pastoreo (Figura 20). Los restantes Km de cerca se establecieron en puntos estratégicos, que delimitaba linderos de fincas y áreas con fines de protección.



Figura 19. Cerramientos de la Laguna El Espejo y los Pantanos de Bagaseca baja, ubicados en fincas de la cuenca alta del río Otún. Fuente Oscar Castellanos.



Figura 20. Utilización de dos tipos de humedales (pantano y lagunas) en actividades ganaderas en la cuenca alta del río Otún. Fuente: Oscar Castellanos.

Se establece el Taller de Educación Ambiental en donde se vinculó a la comunidad educativa del sector (cuenca alta, media y baja del río Otún), taller en el que se presentan las acciones del plan de restauración ecológica implementadas en el área afectada por el incendio, como estrategias a largo plazo para la recuperación de servicios ambientales que benefician a la comunidad presente a lo largo de la cuenca. En el taller de educación ambiental se enfocó el interés de la socialización de los objetivos del plan de restauración a la necesidad de sensibilización, entendimiento y proyección de temáticas ambientales por parte de la comunidad educativa, la cual puede funcionar como pieza fundamental para la construcción de bases de conservación y protección de áreas naturales, en las nuevas generaciones. Así mismo se discutió sobre la necesidad de establecer componentes investigativos y aplicativos de restauración ecológica en áreas alteradas, en busca de acciones eficaces para la resolución de problemáticas ambientales.

En conclusión se establece el desarrollo de 10 talleres en el desarrollo de la segunda fase del proyecto, en donde se involucró a la comunidad que habita en el sector, la comunidad educativa presente en la cuenca, instituciones ambientales que ejercen autoridad o tienen predios en el sector, corporaciones regionales, e instituciones en general con interés y desarrollo de la temática. En estos talleres se obtuvo la participación de 244 asistentes en total, con los que se realizaron jornadas de socialización, capacitación y concertación de las estrategias establecidas y de la proyección de las mismas. De ésta manera se espera que la vinculación de la comunidad en diversas actividades del proceso de restauración reduzca las presiones antrópicas en el sector de interés, por lo cual la implementación de acciones de restauración activa y la regeneración vegetal natural podrían permanecer y perdurar a lo largo del tiempo. No obstante estos procesos conjuntos con la comunidad, necesitan seguimiento y continuidad para fortalecer las relaciones establecidas hasta el momento y evaluar su eficacia o en dado caso la concepción de nuevas estrategias más eficaces.

En el Plan de Control y Vigilancia se implementaron 10 recorridos o rutas dentro de la cuenca alta de río Otún, que cubren diversos sectores afectados por el incendio, haciendo control directamente sobre las actividades que se desarrollan en el sector y teniendo contacto sobre la población establecida y la fluctuante del parque que recorre la zona afectada por el incendio (Figura 21). Es así que por medio de la realización de 152 recorridos de control y vigilancia se logró mantener una constante presencia institucional y un seguimiento y control de las acciones que se identifican como presiones que amenazan la viabilidad de la restauración en la zona afectada. Éstos recorridos se siguieron implementando como parte del Plan de Control y Vigilancia del parque. Los recorridos establecen un patrón de inspección constante que busca reducir eventos negativos en el área, contándose como negativo el turismo no controlado, la generación de fogatas dentro del área de protección, la presencia de ganado, la extensión de áreas con uso agrícola, el manejo inadecuado de residuos, tala y quema de áreas con fines productivos, el uso de los humedales como bebederos para el ganado y áreas de importancia en la regulación del agua producida en la zona, entre otras.

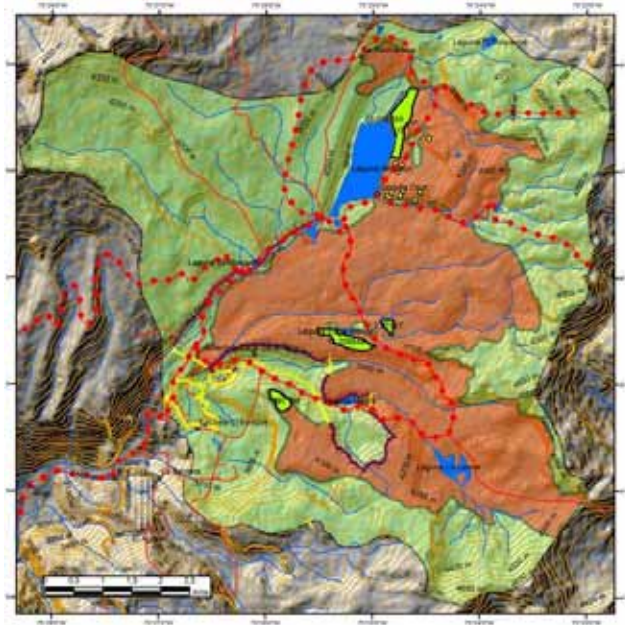


Figura 21. Recorridos establecidos (líneas rojas) en el Plan de Control y Vigilancia de la cuenca alta del río Otún.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

El Plan de restauración ecológica logra implementar las obras de campo necesarias para el establecimiento de áreas con restauración activa en 53 ha afectadas por el incendio, así como concertar procesos ligados a los planes de Mitigación y Control y Vigilancia para el establecimiento de 2350 ha con restauración pasiva.

Se destaca la implementación de procesos de diálogo y acercamiento con la comunidad local, en donde el entendimiento de los objetivos de protección y conservación del Parque, los lineamientos jurídico ambientales que se deben tener en cuenta al encontrarse en un área de protección, así como del proceso de restauración ecológica en un área afectada por un incendio, es una herramienta indispensable para la proyección y mejor manejo del mismo.

En cuanto a la incorporación del proyecto en herramientas de ordenamiento territorial, se establece la socialización del proyecto ante diversos actores ambientales de la región, así como la vinculación de la temática de Restauración Ecológica como herramienta básica en pro de la recuperación de áreas naturales, tomada en cuenta en instrumentos como POMCA, POT y en el comité de la Ecorregión del Eje Cafetero. Así mismo se establece la importancia de aunar esfuerzos en el logro de los objetivos de protección, conservación y recuperación de áreas con un alto potencial ecológico.

Por medio de la concertación y socialización de planes de control y vigilancia, así como de contingencia contra incendios, se generan espacios de discusión y proyección de lineamientos en pro de la prevención y manejo de presiones que amenacen la conservación de áreas protegidas. En éstas acciones se contó con la participación de entidades con injerencia en el tema en la ecorregión, logrando establecer acercamiento entre instituciones con objetivos de acción y respuesta en la ocurrencia de eventos

de riesgo. Así mismo se logra estructurar un plan de control y vigilancia adaptado para la cuenca alta del río Otún, que permite reforzar la presencia institucional en distintas áreas del Parque Natural, así como la generación de puentes de comunicación con la comunidad presente en ellas, con el fin de promover la reducción de acciones de riesgo en dichas áreas.

El Plan de Mitigación de efectos antrópicos logra reforzar la integración de la comunidad local a los objetivos de participación y concertación de acuerdos, en pro de reducir el efecto de sus actividades económicas en áreas con objeto de conservación. Esto se desarrolla por medio de talleres de socialización y capacitación en donde además de dar a conocer los objetivos de la mitigación y en general del proyecto, se establecen espacios de concertación de acciones conjuntas y proyección de propuestas que buscan dar solución a problemáticas socio-ambientales de una forma sostenible y acorde a los objetivos de conservación. A partir de esto se establecen obras de campo en muchas ocasiones concertadas con la comunidad, que logran el aislamiento de áreas vulnerables como lo son humedales, relictos de vegetación nativa, áreas con objetivos de conservación y de restauración.

En la implementación de las estrategias de restauración se identifican algunas acciones claves en el éxito del esfuerzo como lo es la calidad en la aplicación de las técnicas de extracción, transporte e implementación del material vegetal. El transporte del material hasta los sitios de implementación es la mayor dificultad, lo cual incrementa el tiempo y el costo de algunas acciones, por tanto se recomienda tener en cuenta éstos apartes en el diseño presupuestal de las fases de proyección del proceso. Así mismo se recomienda bloquear arbustos no más altos de 60 cm, esta recomendación aplica también para los cespedones, para lo cual se sugiere usar cuadrantes de 40 x 40 cm, los cuales serán más fáciles de trasladar. Teniendo en cuenta la amplia extensión de las gramíneas en el proceso de recuperación natural, se recomienda intensificar por tanto la implementación de especies arbustivas no tan pequeñas, cuyo desarrollo puede verse beneficiado por las microcondiciones que genera la capa vegetal desarrollada hasta el momento. Así mismo se recomienda extender la estrategia de siembra de plántulas de arbustos de distintas especies bajo individuos en proceso de regeneración.

LITERATURA CITADA

- Block, W., Franklin, A., Ward, J. Jr, Ganey, J. & G. White. 2001. Design and implementation of monitoring studies to evaluate the success of ecological restoration on wildlife. *Restoration Ecology* 9 (3): 293-303. 2001.
- Brunner R. D. & T. W. Clark. 1997. A practice based approach to ecosystem management. *Conservation Biology*. 11: 48-58
- Cardona, A. 2007. Informe Final CPS 172 – 07. Restauración Ecológica en la Zona afectada por el incendio Parque Nacional Natural Los Nevados. Proyecto Uso y Conservación de la Biodiversidad en los Andes Colombianos. Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales. Instituto Alexander Von Humboldt.
- Díaz-Espinosa, A. 2004. Competencia entre pastos exóticos y plantas nativas: Una estrategia para la restauración del bosque altoandino. Trabajo de grado. Departamento de Biología, modalidad monografía. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá.
- Díaz- Espinosa, A., León, O. A. y O. Vargas. 2007. Sobrevivencia y crecimiento de plántulas bajo doseles de *Lupinus bogotensis*. Implicaciones para la restauración. En: Vargas O. y GREUN (eds.) Estrategias de Restauración Ecológica: el caso de la Reserva Forestal Municipal de Cagua. Universidad Nacional de Colombia, Bogotá.
- Glenn - Lewin & Van der Maarel. 1992. Patters an processes of vegetation. En: Glenn.Lewin, Peet & Veblen (Eds) Plan sucesion. Theory and prediction. Chapman & Hall. 352 p.
- Gomez-Aparicio, L., Zamora, R., Gomez, J. M., Hódar, J. A., Castro, J. & E. Boraza. 2004. Applying plant facilitation to forest restoration: A meta-analysis of the use of shrubs as nurse plants. *Ecological Applications* 14(4): 1128-1138.
- Groenendijk, J. P & F. Duivenvoorden. 2005. Planting pioneers and late-successional species in abandoned dry Andean pastures and shrubs: prospects for restoration. En: Groenendijk J.P, Towards recovery of native dry forest in the Colombian Andes, Cap 5. Universiteit van Amsterdam, Netherlands.
- Graeme, H. & J. Facelli 2003. Differing Effects of shade-induced facilitation on growth and survival during the establishment of a chenopod shrub. *Journal of Ecology* (91): 941-950.
- Harris, J. A & R. van Diggelen. 2006. Ecological restoration as a project for global society. En: J. van Andel J. Aronson (Eds). *Restoration Ecology*, Blackwell Publishing.

- Holl, K. & J. Cairns. 2002. Monitoring and appraisal. En: Perrow M. R. & A. J. Davy (Eds.) Handbook of Ecological Restoration. Cambridge University Press. Cambridge U.K. 2002. pág. 411-432
- Laegaard, S. 1992. Influence of fire in the grass paramo vegetation of Ecuador. Pp. 151-170. In Balslev, H. y Luteyn, J.L. (eds.): Paramo an Andean Ecosystem under Human Influence. Academic Press. Londres.
- León, O., Díaz, A. y O. Vargas. 2007. Generación de doseles. Un primer paso para la restauración ecológica. En: Vargas O. & GREUNAL (Eds). Estrategias de Restauración Ecológica: el caso de la Reserva Forestal Municipal de Cogua. Universidad Nacional de Colombia, Bogotá.
- Magurran, A. E. 1989. Diversidad ecológica y su medición. Ed. Vedral. Barcelona España.
- Moreno, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. Centro de investigaciones biológicas, Universidad Autónoma del estado de Hidalgo. México. Pp 83.
- Morris, W. & D. Word. 1989. The role of Lupinus in sucession of Mount St. Helens: Facilitation or inhibition? Ecology 70 (3): 697-703.
- Munshower, F. F. 1994. Practical handbook of disturbed land revegetation. Lewis Publishers. Boca Ratón, Florida
- Parque Nacional Natural Los Nevados. 2007. Recuperar el Páramo. Restauración ecológica en la laguna del Otún – Parque Nacional Natural los Nevados.
- Parque Nacional Natural Los Nevados. 2010. Restauración ecológica en páramos del Parque Nacional Natural los Nevados.
- Peterson, C. J. & B. L. Haines. 2000. Early Successional Patterns and Potential Facilitation of Woody Plant Colonization by Rotting Logs in Premontane Costa Rica Pastures. Restoration Ecology Vol.8 No. 4, 361-369.
- Posada, C. y C. Cárdenas 1999. Ecología de los bancos de semillas en una comunidad vegetal de páramo sometida a disturbios por quema y pastoreo. Tesis de grado. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, Colombia. 1999.
- Premauer, J. 1999. Efecto de diferentes regímenes de disturbio por fuego y pastoreo sobre la estructura vertical y horizontal de la vegetación del valle del río Tunjo en el páramo de Palacio (Parque Nacional Natural Chingaza). Tesis de Biología. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá.
- Reay S. & D. Norton. 1999. Assessing the success of restoration plantings in a temperate New Zealand Forest. Restoration Ecology 7 (3): 298-308.
- Robichaud, P., Beyer, J. & D. Neary. 2000. Evaluating the Effectiveness of Postfire Rehabilitation Treatments. United States Department of Agriculture.
- SER Society for Ecological Restoration Science & Policy Working Group 2002. The SER Primer on ecological restoration. HYPERLINK <http://www.ser.org>
- Slocum, M. G. 2000. Logs and Fern Patches as Recruitment Sites in a Tropical Pastures. Restoration Ecology Vol. 8 No 4, 408-413.
- Swart, J. A. A., van der Windt, H. J. & J. Keulartz. 2001. Valuation of Nature in Conservation and Restoration. Restoration Ecology 9(2): 230-238.
- Trujillo, L. y O. Vargas. 2007. En: Vargas, O. y GREUNAL (eds.), En busca del bosque perdido: Una experiencia en restauración ecológica en predios del Embalse de Chisacá. Acueducto de Bogotá – DAMA - Jardín Botánico de Bogotá - Universidad Nacional de Colombia, Bogotá.
- Vargas, O. 2000. Sucesión regeneración del páramo después de quemas. Tesis de grado presentada para optar por el título de Magister en Biología. Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Ciencias. Departamento de Biología. 2000.
- Velasco, P. 2008. Informe Final. Diseño e Implementación de un proceso de Restauración Ecológica en la Zona afectada por el incendio del 2006 en el Parque Nacional Natural Los Nevados. Embajada de Holanda-Parque Nacional Natural Los Nevados.

- Verweij, P. 1995. Spatial and Temporal Modeling of Vegetation Patterns, PhD Dissertation, ITC, Publication 30. ITC, Enschede.
- Verweij, P. & K. Kok. 1992. Effects of fire and grazing on *Espeletia hartwegiana* populations. Pp 215-229. In: H. Balslev & J.L. Luteyn (Eds). *Páramo, an Andean Ecosystem under human influence*. Academic Press. London. 281 pp.
- Vieira, N. K. 2004. O papel do banco de sementes na restauração de restinga sob talhao de *Pinus elliottii* Engelm. Dissertação de Mestrado, Pós-Graduação em Biologia Vegetal, UFSC, Florianópolis, S.C. 77p.



36. ESTRATEGIA DE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA PARTICIPATIVA DEL SISTEMA DE PARQUES NACIONALES NATURALES DE COLOMBIA - 2009

Anamaria Fuentes B.

*Orientadora Temática, Restauración Ecológica Participativa
Subdirección Técnica Parques Nacionales Naturales de Colombia
amariafuentes@yahoo.com
planesmanejo@parquesnacionales.gov.co*

CONTEXTO GENERAL

Colombia es un país tropical ecuatorial con una gran representación de grupos taxonómicos de fauna y flora, posee el 44.25% de los páramos sudamericanos, siendo uno de los países con mayores áreas húmedas, lo cual se refleja en una gran variedad de ecosistemas acuáticos. Colombia presenta biomas de páramo, selvas amazónicas, vegetación herbácea arbustiva de cerros amazónicos, bosques bajos y catingales amazónicos, sabanas llaneras, matorrales xerofíticos y zonas áridas, bosques aluviales, bosques húmedos tropicales, bosques de manglar, bosques y vegetación de pantano, las sabanas del Caribe, bosques andinos y bosques secos o subhúmedos tropicales. Con esta variedad Colombia se posiciona como uno de los 19 países megadiversos del mundo.

En Colombia se encuentran 1.885 especies de aves registradas. Esto equivale al 19% de las especies en el mundo y a 60 % de las especies en Suramérica. Se registran 1200 especies de peces marinos y 1600 especies de agua dulce. Colombia es el segundo país con mayor variedad de mariposas: 3000 familias y 14 especies y más de 250.000 variedades de coleópteros. Segundo en anfibios y en variedad de primates y mariposas. Tercero en especies de reptiles. En variedad de mamíferos Colombia es quinta con 471 especies.

Colombia posee entre 40.000 y 45.000 especies de plantas, lo que equivale al 10 ó 20% del total de especies de plantas a nivel mundial, considerado muy alto para un país de tamaño intermedio ya que toda África al sur contiene cerca de 30.000 especies, y Brasil, que cubre una superficie 6,5 veces mayor que la de Colombia, posee 55.000. Ocupa el tercer lugar en número de plantas vasculares endémicas, alberga más de 50.000 especies con flores, ocupando el primer lugar en variedad de orquídeas con 3500 especies.

En estos escenarios naturales, Colombia cuenta actualmente con 56 áreas protegidas que hacen parte del Sistema de Parques Nacionales Naturales y que se encuentran bajo la administración de la Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales¹, cuya misión es: Administrar las áreas del Sistema de Parques Nacionales Naturales y coordinar el Sistema Nacional de Áreas Protegidas, en el marco del ordenamiento ambiental del territorio, con el propósito de conservar in situ la diversidad biológica y ecosistémica representativa del país, proveer y mantener bienes y servicios ambientales, proteger el patrimonio cultural y el hábitat natural donde se desarrollan las culturas tradicionales como parte del Patrimonio Nacional y aportar al Desarrollo Humano Sostenible; bajo los principios de transparencia, solidaridad, equidad, participación y respeto a la diversidad cultural.

INTRODUCCIÓN

Colombia suscribió el convenio de Diversidad Biológica (Ley 165 de 1994), con base en el cual se formuló la Política Nacional de Biodiversidad y se adquirió el compromiso de conformar y consolidar un Sistema Nacional de Áreas Protegidas - SINAP².

¹ La Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales, es un organismo del sector central de la administración que forma parte de la estructura orgánica del Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, con autonomía administrativa y financiera, encargada del manejo y administración del Sistema de Parques Nacionales Naturales y de la coordinación del Sistema Nacional de Áreas Protegidas - SINAP.

² SINAP: Sistema Nacional de Áreas Protegidas. Es el conjunto de áreas protegidas, actores sociales y estrategias e instrumentos de gestión que las articulan, para contribuir como un todo al cumplimiento de los objetivos de conservación del país. Incluye todas las áreas protegidas de gobernanza pública, privada o comunitaria, y del ámbito de gestión nacional, regional o local.

Colombia es uno de los cinco países con mayor diversidad biológica a nivel internacional y como parte del Convenio de Diversidad Biológica se encuentra comprometida en establecer y mantener al año 2010 para las zonas terrestres y al año 2012 para las marinas, sistemas nacionales y regionales de áreas protegidas completos, eficazmente gestionados y ecológicamente representativos que contribuyan al logro de los objetivos del Convenio.

En cumplimiento de éstos compromisos, desde el año 2006, el Sistema de Parques Nacionales Naturales avanzó en la construcción de los lineamientos conceptuales, metodológicos y técnicos de la estrategia de restauración ecológica participativa - REP cuyos avances y matices fueron presentados en el Simposio de Restauración en Áreas Protegidas efectuado en el marco del I Congreso Colombiano de Restauración Ecológica y II Simposio de Experiencias de Restauración Ecológica en Julio del año 2009. En este escenario de análisis se evidenció la necesidad de fortalecer el desarrollo de la misma en aspectos jurídicos, en consideraciones sociales, en el análisis de la problemática de la tenencia de tierra en el país y en la incidencia de políticas públicas que puedan afectarla positiva o negativamente. Estas consideraciones son importantes puesto que ésta estrategia de manejo no puede ser aplicada uniformemente en todas las áreas protegidas del sistema - ni siquiera en la totalidad de una misma área y, porque debe ser lo suficientemente consistente como para prever impactos y resultados a corto, mediano y largo plazo.

Si bien, el Plan Estratégico de la Unidad 2007 -2019 enmarca la estrategia de restauración ecológica en el Subprograma de Zonificación y Usos y en particular en el objetivo relacionado con: Coordinar e implementar procesos de Restauración y Relocalización para minimizar los impactos por ocupación y tenencia. El desarrollo de la misma durante los últimos años, evidencia que las acciones de restauración ecológica definidas de acuerdo con las necesidades de las áreas protegidas que las implementan no sólo se relacionan con la población campesina y su problemática de ocupación, sino con los grupos étnicos que habitan al interior de las mismas, así como con la ocurrencia de eventos naturales y efectos de cambio climático que se presentan.

En razón a que los diferentes usos y aprovechamientos que se realizan en las zonas aledañas y al interior de las áreas protegidas, puede poner en peligro o por el contrario potenciar los objetivos de conservación, y entendiendo que los usos y aprovechamientos responden a dinámicas socio-culturales e históricas heterogéneas en las regiones del país, las acciones de restauración ecológica se enmarcan en la Política de Participación Social en la Conservación que se trazó la Unidad como eje orientador para el trabajo con comunidades y en general con otros actores relacionados con las áreas protegidas y es por ello que la restauración implica un proceso de participación social y adquiere en la Unidad de Parques el nombre de Restauración Ecológica Participativa – REP. (Méndez 2008).

QUÉ ES LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA PARTICIPATIVA

“La restauración ecológica es sinónimo de restauración asistida³”. Esto significa que reconocemos, imitamos y promovemos un proceso natural, la sucesión ecológica, por el cual los ecosistemas regeneran de modo más o menos completo su estructura, composición y función luego de una perturbación. En este sentido, lo que la restauración pretende es “ayudar” a esta regeneración natural. “Es una actividad intencional dirigida al restablecimiento parcial o total de un ecosistema a través de iniciar, acelerar y orientar la regeneración natural”, hace énfasis en cuatro aspectos claves:

- Es intencional, es decir que ocurre a través de una serie de acciones dirigidas y ordenadas al efecto de producir la regeneración.
- El alcance de la restauración es el restablecimiento de un conjunto más reducido (parcial) o más completo (total) de los atributos del ecosistema, lo cual dependerá de las condiciones del ecosistema perturbado tanto como de los objetivos y los medios disponibles y el tiempo.
- El modo de conseguir lo anterior es la manipulación de la regeneración natural o sucesión ecológica, la cual se toma como modelo del cambio ecológico buscado, al cual se ajusta la restauración de modo más estrecho o más laxo, según la estrategia y el enfoque.
- La forma de incidir en la sucesión ecológica es iniciándola cuando se encuentra estancada, acelerándola cuando su velocidad no corresponde a los requerimientos del manejo o la expone demasiado a la alteración y orientándola, cuando su dirección se desvía de los objetivos de conservación.

Esta definición hace énfasis en que la restauración es una acción humana que se suma a un proceso natural. Se suman recursos y acciones al proceso de regeneración del ecosistema, promoviénolo, orientándolo e impulsándolo para los objetivos de conservación (Camargo 2007).

³ Esta definición aparece en varios documentos de la Sociedad Internacional para la Restauración Ecológica – SER y de otros muchos autores.

POR QUÉ ES NECESARIA LA ESTRATEGIA DE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA PARTICIPATIVA EN LAS ÁREAS PROTEGIDAS DEL SISTEMA DE PARQUES NACIONALES NATURALES

Analizando las presiones y amenazas de las áreas protegidas del Sistema de Parques registradas en los planes de manejo de las mismas (Figura 1), se evidencia que la mayor parte de la deforestación actual de las áreas se debe a la ocupación de tipo campesino así como a procesos de potrerización con fines de ganadería extensiva y secundariamente por tala, explotación comercial de maderas y por introducción de cultivos ilícitos.

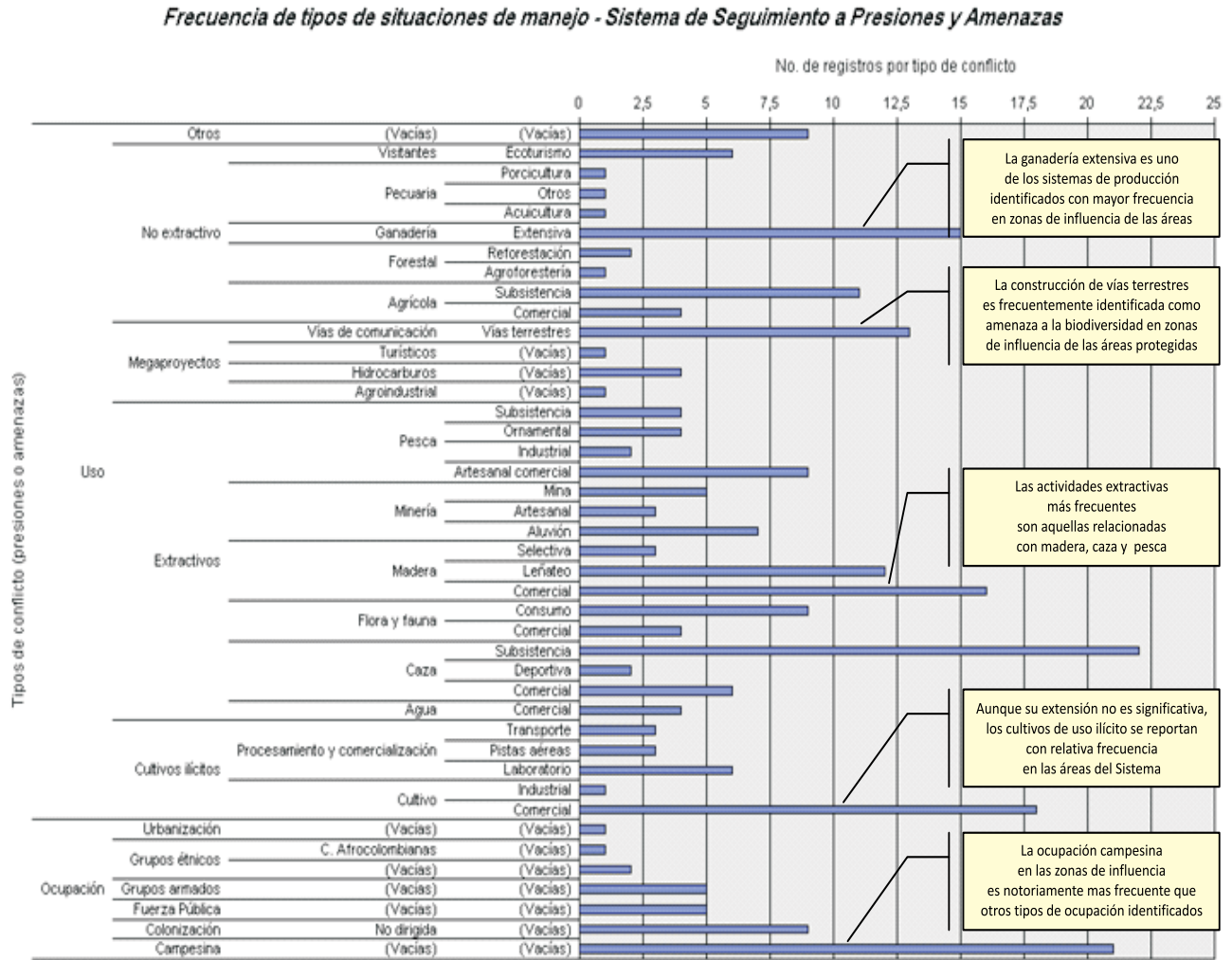


Figura 1. Frecuencia de tipos de situaciones de manejo en las áreas protegidas del Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia.

De acuerdo con los análisis realizados por Sarmiento (2007), se identificó una superficie de 170.000 Ha. sin cobertura vegetal natural al interior del Sistema de Parques para el año 2000 (que contaba para ese año con 9'500.000 Ha. de ecosistemas terrestres protegidos, aproximadamente), equivalente al 1.65%. De este total, el 53% de la superficie transformada ha sido por áreas agrícolas heterogéneas y el 38% por pastos asociados a ganadería extensiva, estos procesos han afectado generalmente ecosistemas de selva húmeda tropical (amazónica y pacífica), selvas andinas y alto-andinas, y en menor medida páramos y sabanas naturales.

En las áreas de influencia inmediata de las áreas protegidas (área buffer de 5 y 10 Km alrededor de los límites oficiales de los parques), la proporción de pastos frente a zonas agrícolas heterogéneas y áreas con cultivos es mayor, indicando una tendencia a la potrerización de las áreas rurales, fenómeno que ha sido ampliamente documentado en Colombia por institutos como el IDEAM y CORPOICA.

Del monitoreo de los incendios forestales en las áreas protegidas, se deduce que estos ocurren principalmente por las dinámicas de uso y ocupación del territorio, principalmente en áreas de bosque húmedo tropical, facilitando el uso de esta información como indicador de avance de las fronteras agrícolas al interior de los parques nacionales y sus zonas de influencia.

Tabla 1. Superficie por tipos de coberturas presentes en las áreas protegidas del Sistema de Parques Nacionales Naturales y zonas de influencia.

Tipo de cobertura	SPNN	0 - 5 Km	5-10 Km	Total por tipo de cobertura
Áreas urbanas	6.2	9,156.6	20,617.0	29,779.8
Áreas mayormente alteradas	111.1	1,255.0	473.1	1,839.2
Cultivos anuales	13,663.2	80,796.3	172,876.6	267,336.1
Cultivos semi-permanentes y permanentes	1,608.5	14,352.5	35,697.4	51,658.4
Pastos	65,910.5	318,326.6	605,598.7	989,835.8
Áreas agrícolas heterogéneas	90,710.3	229,026.2	271,367.8	591,104.4
Bosques plantados	-	1,755.5	5,525.3	7,280.8
Total transformado	172,009.7	654,668.8	1,112,156.0	1,938,834.5
Total porcentual	8.9%	33.8%	57.4%	100.0%
Tipo general de cobertura	SPNN	0 - 5 Km	5-10 Km	
Vegetación predominantemente natural	10,275,859.0	4,846,272.6	4,407,096.4	
Superficie total por área geográfica	10,447,868.7	5,500,941.4	5,519,252.4	

La Unidad de Parques e Institutos de Investigación han estimado la pérdida anual de cobertura vegetal natural para las dos últimas décadas en las áreas protegidas encontrando que las tasas de pérdida más altas se encuentran alrededor de 250 Ha. por año en áreas protegidas como Tamá, La Paya, Tinigua, Picachos, Sierra de la Macarena, Nukak, Catatumbo-Bari, Katíos, Sanquianga, Utría y Sierra Nevada de Santa Marta, áreas en las cuales se desarrollan activos procesos de colonización del territorio.

El Sistema de Monitoreo de Cultivos de Uso Ilícito reportó para el año 2008 la presencia de cultivos de coca en 16 Parques Nacionales Naturales. El área cultivada con coca (3.770 hectáreas en el 2007), representa el 0.02% del área total cubierta por los Parques Nacionales Naturales y el 4% del área total de los cultivos de coca en este año. En total, el cultivo de coca en los Parques se aumentó en 6% entre 2006 y 2007. Este aumento se debe principalmente al aumento en los Parques de Nukak (+591 hectáreas / +75%), Paramillo (+184 hectáreas / +78%) y Munchique (+49 / 817%). En la mayor parte de los demás Parques, el cultivo de coca disminuyó. Sin embargo, por primera vez se ven afectados los Parques El Tuparro, Sanquianga y Utría.

Los procesos de deforestación y degradación de la estructura del bosque, se localizan típicamente en áreas o regiones denominadas “fronteras agrícolas”, las cuales se caracterizan por una baja presencia de las instituciones estatales, redundando entonces en baja calidad de prestación de servicios como educación, administración de justicia, políticas de desarrollo, entre otras. En estas áreas tienden a primar las economías de subsistencia, basadas en el uso extractivo de los recursos del bosque, implantación de cultivos de pancoger y áreas destinadas a la ganadería extensiva y en menor medida, cultivos de uso ilícito. Estos procesos han afectado generalmente ecosistemas de selva húmeda tropical (amazónica y pacífica), selvas andinas y alto-andinas, y en menor medida páramos y sabanas naturales.

Los procesos de deforestación y degradación de los ecosistemas se pueden atribuir en parte a la ampliación de actividades productivas asociadas a economías de subsistencia, principalmente actividades extractivas y agrícolas no extensivas. Lo anterior se presenta en un contexto sociopolítico caracterizado por una baja o poco efectiva presencia estatal, poco o nulo acceso a los mercados, situaciones de conflicto por el control del territorio (actores armados ilegales y conflictos interétnicos), ausencia de políticas efectivas de ordenamiento del territorio, en especial relacionado con la tenencia y propiedad de la tierra.

Teniendo en cuenta todas las situaciones anteriormente mencionadas, la Unidad de Parques Nacionales Naturales construye e implementa la estrategia de Restauración Ecológica Participativa - REP, especialmente en las Zonas de Recuperación Natural de las áreas protegidas, y en relación con el Subprograma de Estrategias Especiales de Manejo con grupos étnicos, el Subprograma de Vida Silvestre, Monitoreo e Investigaciones y la estrategia de Sistemas Sostenibles para la Conservación.

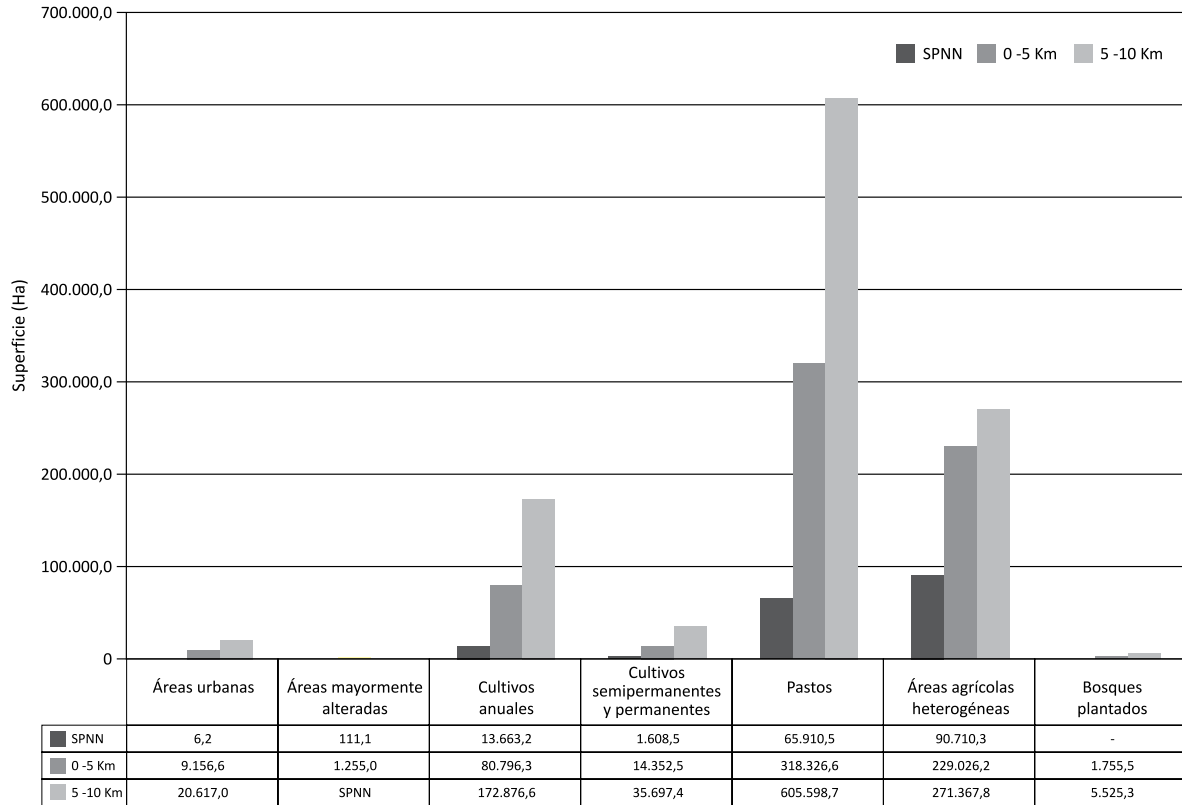


Figura 2. Tipos de cobertura presentes en las áreas protegidas del SPNN y zonas de influencia. Fuente: Mapa de ecosistemas terrestres, costeros y marinos de Colombia. Esc. 1:500.000. Datos en hectáreas.

OBJETIVOS DE LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA PARTICIPATIVA⁴

PROPÓSITOS DE LA ESTRATEGIA DE REP

1. Complementar los procesos técnicos misionales de la Unidad, partiendo de la premisa de que la conservación se compone de tres acciones principales sobre los ecosistemas: preservación, restauración y uso sostenible, en el marco de dos acciones organizativas: el ordenamiento del territorio y la participación social, es decir, la organización y movilización de los actores sociales presentes en éste.
2. Desarrollar una alternativa de gestión participativa para la conservación de aquellas zonas de las áreas del Sistema de Parques Nacionales Naturales ocupadas por comunidades colonas o campesinas, como manejo transitorio mientras no sea viable o recomendable un proceso de relocalización. Ello no excluye que la Restauración Ecológica Participativa y el reasentamiento puedan ser complementarios en algún caso.
3. Generar experiencias compartidas entre la Unidad de Parques, las Corporaciones Autónomas Regionales y otros actores regionales y locales sobre las cuales sustentar la formulación y discusión de una política nacional de Restauración Ecológica Participativa para el SINA y el SINAP.

OBJETIVOS DE LA REP APLICADA DENTRO DE LAS ÁREAS PROTEGIDAS DEL SISTEMA DE PNN⁵

1. El restablecimiento de la estructura, composición y función sobre la mayor extensión posible de ecosistemas alterados dentro del área protegida, con base en un ecosistema de referencia, según la zonificación y sus fines de manejo.

⁴ Camargo (2007). Guía Técnica de la Estrategia Nacional de Restauración Ecológica Participativa. Documento técnico de la Unidad de Parques Nacionales Naturales de Colombia.

⁵ Camargo. (2007). Guía Técnica de la Estrategia Nacional de Restauración Ecológica Participativa. Documento técnico de la Unidad de Parques Nacionales Naturales de Colombia.

2. El restablecimiento de la integridad ecológica de las áreas alteradas, es decir, su estabilidad, sostenibilidad y actividad, manteniendo su organización y autonomía a través del tiempo y la capacidad de retornar a sus condiciones originales cuando sea perturbado.
3. La elevación de la diversidad estructural, funcional y biológica de las zonas de recuperación natural, el mejoramiento de la oferta ambiental y el potencial biótico dentro y en torno a dichas zonas.
4. La conformación de una estructura ecológica (organización espacial de coberturas y manejos ecológicos) que facilite la funcionalidad ecológica a través de las zonas alteradas, especialmente en términos de conectividad ecológica y regeneración natural, así como el control a la expansión de los procesos alteradores hacia el interior del área protegida.
5. La asociación del proceso de restauración con el micro-ordenamiento de las zonas ocupadas, la liberación de áreas para rehabilitar o preservar y el mejoramiento de las condiciones de vida de las comunidades campesinas que viven al interior de las áreas protegidas, mientras dure su permanencia mediada por la transitoriedad de los procesos de reubicación o relocalización.

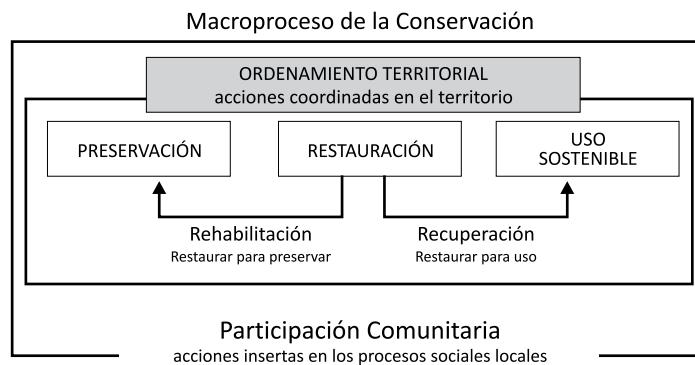


Figura 3. Macroproceso de la conservación en áreas protegidas del Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia.

METODOLOGÍA GENERAL DE LA REP⁶

La metodología aplicada corresponde a la Investigación, Acción Participativa que implica la organización de las acciones en cuatro ejes: Dos de ellos (eje técnico y comunitario) y los otros dos tienen que ver con el desarrollo creciente de acuerdos y acciones.

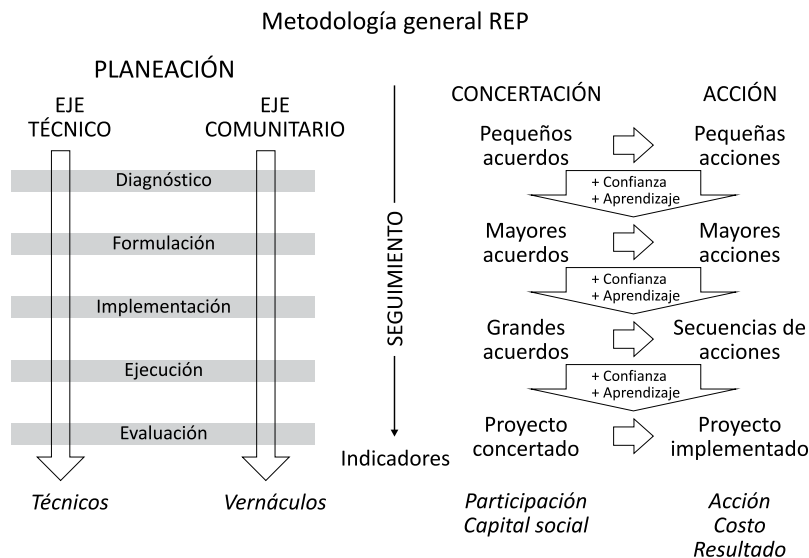


Figura 4. Metodología General de los procesos de Restauración Ecológica en el SPNN.

⁶ Idem.

Los dos primeros ejes representan la secuencia de elaboración e implementación del proyecto formal de restauración, el cual se produce como la evolución de una visión técnica y comunitaria de los antecedentes, de la situación actual y de las necesidades en términos de lo que la restauración puede resolver en la relación conservación – desarrollo.

Estos ejes pasan por una secuencia típica de diagnóstico – formulación – implementación – ejecución – evaluación. Cada una de estas fases se desarrolla tanto en forma y términos técnicos como en forma y términos de la comunidad local. La información producida en el diagnóstico comunitario se retroalimenta en el diagnóstico técnico y viceversa, de modo que ambas visiones se enriquecen con el saber del otro. Lo mismo se hace en cada una de las fases siguientes.

Los otros dos ejes tienen que ver con el desarrollo creciente de acuerdos y acciones, para la construcción de confianza recíproca, confianza en la capacidad de emprendimiento en común, consensos y lenguaje, de modo que a través de una serie de logros se vaya desde la capacidad para acometer juntos, técnicos y comunidad, acciones simples sobre necesidades obvias hasta el desarrollo de una relación de comunicación y cooperación lo bastante sólida como para soportar la implementación de las secuencias de acciones más vastas y complejas concertadas en el proyecto en los ejes técnico y comunitario.

LO DIVERSO Y LO FUNDAMENTAL EN LOS PROCESOS REP⁷

La Restauración Ecológica Participativa dentro y en torno a las áreas del Sistema de Parques Nacionales Naturales tiene un denominador común en cuanto a método y fines.

En cuanto a método, la diversidad de diseño, tratamientos y estrategias responde en todo caso a:

- El manejo de variables y elementos físicos, bióticos, culturales, sociales y económicos con el fin de iniciar, acelerar, orientar y viabilizar procesos de sucesión ecológica.

En cuanto a fines, la diversidad de condicionantes, contextos, intereses y acuerdos que puede darse en los distintos procesos REP, apunta siempre y en cada caso a:

- El mejoramiento de las condiciones de conservación a corto y largo plazo para los elementos y procesos priorizados como objetos y valores de conservación en el Plan de Manejo de cada área.
- La producción de ecosistemas capaces de auto sostenerse y auto regenerarse en un contexto biofísico y socioeconómico específico, según la situación presente y las tendencias del desarrollo regional.
- La reducción de las presiones identificadas en el Plan de Manejo y en el Plan Estratégico de cada área y de la vulnerabilidad de la regeneración y de los ecosistemas restaurados frente a tensionantes actuales o potenciales previsible.
- El incremento de la conectividad estructural y funcional entre remanentes de ecosistemas nativos dentro y fuera del área protegida.
- El mejoramiento en los indicadores básicos de cobertura forestal, biodiversidad autóctona (alfa y beta), profundidad efectiva y materia orgánica del suelo, regulación hídrica y prácticas de manejo locales.

LA INCORPORACIÓN DE LA REP EN LOS PROCESOS LOCALES DE CONSERVACIÓN⁸

La REP es una estrategia más de las disponibles y usuales en el manejo integral de las áreas protegidas del Sistema de Parques Nacionales Naturales y sus zonas de influencia, la cual se aporta, cuando sea necesario, a los procesos sociales de conservación promovidos por la Unidad de Parques Nacionales en el marco político y metodológico de la Política de Participación Social en la Conservación.

Su aplicación no implica un proceso nuevo o independiente de participación o concertación, el cual reemplace o corra paralelo a los existentes en un área dada.

⁷ Camargo (2007). Guía Técnica de la Estrategia Nacional de Restauración Ecológica Participativa. Documento técnico de la Unidad de Parques Nacionales Naturales de Colombia.

⁸ Idem.

Todo lo contrario, se trata de complementar y fortalecer los procesos técnicos y sociales en curso, sobre la base de los acuerdos existentes y empleando los términos de comunicación y cooperación ya construidos en cada caso.

Cuando quiera que tal proceso no exista y se requiera una intervención de restauración ecológica, la primera opción será la construcción de dicho proceso social, con comunidades locales, en torno a la restauración ecológica, a la cual se irán sumando otras estrategias y herramientas de manejo necesarias hasta completar un proceso integral de manejo.

BASE NORMATIVA⁹

Entre las principales normas que sirven de soporte jurídico a los lineamientos de política para la implementación de la estrategia de restauración ecológica participativa relacionados además con el tema de ocupación y tenencia de tierra, encontramos las siguientes:

1. De conformidad con el artículo 79 de la Constitución Política es deber del Estado proteger la diversidad e integridad del ambiente, conservar las áreas de especial importancia ecológica y fomentar la educación para el logro de estos fines.
2. De conformidad con el artículo 63 de la Constitución Política, los bienes de uso público, los parques naturales, las tierras comunales de grupos étnicos, las tierras de resguardo, el patrimonio arqueológico de la Nación y los demás bienes que determine la Ley, son inalienables, imprescriptibles e inembargables.
3. De conformidad con el Código Nacional de Recursos Naturales Renovables y de Protección al Medio Ambiente (Decreto Ley 2811 de 1974) y el Decreto 622 de 1977 se denomina Sistema de Parques Nacionales el conjunto de áreas con valores excepcionales para el patrimonio nacional que, en beneficio de los habitantes de la Nación y debido a sus características naturales, culturales o históricas, se reserva y declara.
4. De conformidad con el artículo 328 del Código Nacional de Recursos Naturales Renovables y de Protección al Medio Ambiente dentro de las finalidades principales del Sistema de Parques Nacionales se encuentra la conservación de valores sobresalientes de fauna y flora y paisajes o reliquias históricas, culturales o arqueológicas, para darles un régimen especial de manejo fundado en una planeación integral, con principios ecológicos, para que permanezcan sin deterioro.
5. De conformidad con el Artículo 332 del Decreto 2811 de 1974, la conservación, como actividad permitida en las áreas del Sistema de Parques Nacionales, contribuye al mantenimiento en su estado propio los recursos naturales renovables y al de las bellezas panorámicas y fomentan el equilibrio biológico de los ecosistemas.
6. Que dentro de las actividades permitidas en las áreas del Sistema de Parques Nacionales, se encuentra la de recuperación y control, definidas como los estudios e investigaciones para la restauración total o parcial de un ecosistema o para acumulación de elementos o materias que lo condicionan. (Art. 332 Decreto 2811 de 1974).
7. De conformidad con el artículo 5 del Decreto 622 de 1977, la zonificación no implica que las partes del área reciban diferentes grados de protección, sino que a cada una de ellas debe darse un manejo especial a fin de garantizar su perpetuación.
8. Dentro de las zonas al interior de las áreas del Sistema de Parques Nacionales Naturales, se encuentra la Zona de Recuperación Natural, definida como aquella que ha sufrido alteraciones en su ambiente natural y que está destinada al logro de la recuperación de la naturaleza que allí existió o a obtener mediante mecanismos de restauración un estado deseado del ciclo de evolución ecológica; lograda la recuperación o el estado deseado, esta zona será denominada de acuerdo con la categoría que le corresponda (numeral 4 Artículo 5 Decreto 622 de 1977).
9. El Decreto 622 de 1977, define el Plan Maestro (hoy Plan de Manejo) como la Guía Técnica para el desarrollo, interpretación, conservación, protección, uso para el manejo de cada una de las áreas que integran el Sistema de Parques Nacionales Naturales, incluidas las zonificaciones respectivas.

⁹ Pinzón (2007). Propuesta de política que aborde de manera integral la problemática de ocupación y tenencia al interior de las áreas protegidas del sistema de parques nacionales naturales. Documento jurídico de la Unidad de Parques Nacionales Naturales de Colombia.

Vanegas (2008). Base normativa de la Estrategia de Restauración Ecológica Participativa. Documento jurídico de la Unidad de Parques Nacionales Naturales de Colombia.

10. En desarrollo de lo previsto en el artículo 13 del Decreto 622 de 1977 y en concordancia con la Ley 99 de 1993 corresponde al Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial- Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales, regular en forma técnica el manejo y uso de los Parques Nacionales Naturales, Reservas Naturales, Áreas Naturales Únicas, Santuarios de Flora, Santuarios de Fauna y Vía Parque; conservar, restaurar y fomentar la vida silvestre de las diferentes áreas que integran el Sistema de Parques Nacionales Naturales.
11. La Ley 165 de 1994, aprobatoria del Convenio de Diversidad Biológica, establece que la conservación de la diversidad biológica es interés común de toda la humanidad, que la exigencia fundamental para la conservación de la diversidad biológica es la conservación in situ de los ecosistemas y hábitats naturales y el mantenimiento y la recuperación de poblaciones viables de especies en sus entornos naturales y que los Estados son responsables de la conservación de su diversidad biológica y de la utilización sostenible de sus recursos biológicos.
12. De conformidad con el Decreto Ley 216 de 2003, la Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales tiene dentro de sus funciones la de proponer e implementar las políticas, planes, programas, proyectos, normas y procedimientos relacionados con las áreas del sistema de Parques Nacionales Naturales y del sistema nacional de áreas protegidas SINAP y diseñar y apoyar la implementación de herramientas pedagógicas para la sensibilización social en torno a la conservación de las áreas protegidas.
13. Que de conformidad con el artículo 23 del Decreto Ley 216 de 2003 corresponde a las Direcciones Territoriales coordinar con las entidades públicas y privadas del orden regional y local, y con las comunidades la implementación de los proyectos para el uso sostenible, manejo y conservación de las áreas del Sistema de Parques Nacionales Naturales y desarrollar los sistemas de control y monitoreo de los valores de conservación de las áreas, para la toma de decisiones sobre el manejo de las mismas.
14. Que la Constitución Política Nacional establece que es deber del estado, proteger la integridad del ambiente, conservar las áreas de especial importancia ecológica, planificar el manejo y aprovechamiento de los recursos naturales para garantizar su conservación y recuperación, así como el deber de prevenir y controlar los factores de deterioro ambiental.
15. Que la Ley 99 de 1993, establece que la acción para la protección y recuperación ambientales del país es una tarea conjunta y coordinada entre el Estado, la comunidad, las organizaciones no gubernamentales y el sector privado.
16. La Unidad de Parques ha definido una estrategia para trabajar con los ocupantes¹⁰ de las áreas naturales protegidas en procura de lograr la restauración natural de las mismas. El reconocimiento de la presencia de ocupantes en las áreas del Sistema, busca hacerlos partícipes en condiciones de equidad social de los procesos misionales de la Unidad que están dirigidos a la conservación de la naturaleza, sin generar por ello expectativas de derecho alguno, como la plantea la Resolución 247 del 2007.

AVANCES EN LA IMPLEMENTACIÓN DE LA ESTRATEGIA DE REP¹¹

La estrategia de REP se implementa teniendo en cuenta las siguientes fases:

1. La priorización de áreas protegidas del Sistema.
2. La contratación de equipos técnicos en las áreas prioritizadas y financiadas por proyectos de cooperación y recursos del gobierno nacional y la realización de un plan de trabajo con cada equipo.

¹⁰ En las áreas del Sistema de Parques Nacionales Naturales y desde la Ley 2 de 1959, a partir de la delimitación y declaración de las áreas se prohibió la adjudicación de baldíos, las ventas de tierras, la caza, la pesca y toda actividad industrial, ganadera y agrícola. Esto generó que aquellas personas u ocupantes que hasta la declaratoria del área protegida, no cumplieran con los requisitos establecidos en la respectiva Ley, o habiéndolos cumplido, no los hicieron efectivos se les aplicara la prohibición de la Ley 2 de 1959, la cual hace imposible que a los ocupantes les sea otorgado el dominio mediante titulación por parte del Estado. Esta prohibición fue ratificada por el constituyente al consagrar la inalienabilidad e imprescriptibilidad de los Parques Nacionales Naturales.

Sin embargo, ¿qué sucede con aquellas personas que ingresaron a las áreas con posterioridad a su declaratoria?, en estricto sentido dichas personas desde el punto de vista de los modos de adquirir el dominio no son ocupantes, podría calificarse de invasores, sin embargo dicha calificación resulta inapropiada no sólo por el carácter o la tacha de criminalización que éste término reporta, recordemos que el artículo 337 del Código Penal (Ley 559 de 2000) tipifica el delito de invasión de áreas de especial importancia ecológica, por ello se ha denominado a estas personas ocupantes no como calificación jurídica, sino en su acepción lingüística más común que no es otra, de acuerdo con la cual, ocupar es llenar un espacio o lugar, o apoderarse de algo y el adjetivo de ocupante corresponde a aquel que ocupa.

También tendrán la calidad de ocupantes aquellas personas que con anterioridad a la declaratoria de la respectiva área protegida, no cumplieran los requisitos para que les fuera adjudicado un baldío o habiendo cumplido no lo hicieron efectivo.

¹¹ Fuentes (2009). Informe de Gestión Institucional 2009. Subdirección Técnica, Unidad de Parques Nacionales Naturales de Colombia.

3. La capacitación de equipos técnicos como parte del aprestamiento y fortalecimiento institucional.
4. La realización de diagnósticos participativos para restauración ecológica.
5. La formulación de proyectos de restauración para cada área priorizada.
6. La definición de acuerdos o pactos de restauración ecológica y relocalización con campesinos y colonos ocupantes de las áreas priorizadas.
7. La implementación de diseños y tratamientos de restauración ecológica.

Acciones adelantadas en las áreas protegidas priorizadas:

- Aplicación fichas de evaluación rápida para restauración ecológica – ERRE y definición del potencial de restauración
- Aislamientos
- Implementación de prácticas de control y manejo de tensionantes
- Montaje de viveros
- Recolección y selección de semillas
- Producción y propagación de plántulas
- Siembra de especies dinamizadoras
- Avance en la elaboración de indicadores y fichas metodológicas como parte de la estrategia de monitoreo para las áreas adscritas al Sistema de Parques Nacionales Naturales, teniendo en cuenta los planes de manejo de las áreas y sus objetivos y valores objeto de conservación priorizados.

Para el año 2009 las siguientes áreas protegidas del Sistema de PNN se encuentran implementando la estrategia: (Figura 5).

Territorial Surandina:

1. SFF Galeras
2. PNN Munchique

Territorial Suroccidente:

4. PNN Farallones de Cali
5. PNN Las Hermosas

Territorial Noroccidente:

6. PNN Orquídeas
7. PNN Tatamá
8. PNN Selva de Florencia
9. PNN Los Nevados

Territorial Norandina:

10. PNN Tamá
11. PNN Pisba
12. PNN Cocuy
13. Área Natural Única Los Estoraques
14. PNN Catatumbo Barí.

Territorial Amazonia – Orinoquia:

15. PNN Alto Fragua Indi Wassi.
16. Área de Manejo Especial de La Macarena¹²

Territorial Caribe:

17. PNN Sierra Nevada de Santa Marta
18. PNN Paramillo

¹² Incluye a los PNN Tinigua y Picachos.

RESULTADOS ALCANZADOS¹³

Como resultados alcanzados hasta el momento se tienen:

- Cerca de 5.600 hectáreas se encuentran actualmente en proceso de restauración en ecosistemas de selva andina, bosque altoandino y páramo fundamentalmente.
- La expedición por parte de la Dirección General de la Unidad, del Decreto 0247 del 7 de Noviembre de 2007 por el cual se reglamenta el protocolo para el establecimiento de acuerdos transitorios de restauración con campesinos en las áreas del Sistema de Parques Nacionales Naturales.
- La elaboración de la Guía Técnica de REP con los lineamientos conceptuales, metodológicos y jurídicos de la estrategia
- La publicación del Manual de REP dirigido a las comunidades campesinas.
- La instalación del Equipo Nacional Operativo de REP conformado por el Subdirector Técnico, el Asesor del Área de Participación Social y el Coordinador del Grupo Jurídico.
- La Coordinación del Simposio sobre Restauración Ecológica en Áreas Protegidas en el marco del I Congreso Colombiano de Restauración Ecológica y II Simposio de Experiencias de Restauración Ecológica en el año 2009 en la Universidad Nacional de Colombia, sede Bogotá.

LITERATURA CITADA

- Camargo, G. 2007. Guía Técnica de la Estrategia Nacional de Restauración Ecológica Participativa. Documento técnico de la Unidad de Parques Nacionales Naturales de Colombia.
- Fuentes, A. 2009. Informe de Gestión Institucional 2009. Subdirección Técnica, Unidad de Parques Nacionales Naturales de Colombia.
- Méndez, O. L. 2008. Consideraciones sociales para la estrategia de Restauración Ecológica Participativa. Documento de participación social de la Unidad de Parques Nacionales Naturales de Colombia.
- Pinzón, J. M. 2007. Propuesta de política que aborde de manera integral la problemática de ocupación y tenencia al interior de las áreas protegidas del sistema de parques nacionales naturales. Documento jurídico de la Unidad de Parques Nacionales Naturales de Colombia.
- Sarmiento, C. 2007. Análisis de Estado de Coberturas Vegetales y problemática de uso, ocupación y tenencia de tierra en las áreas protegidas del Sistema de Parques Nacionales Naturales y sus áreas de influencia. Documento SIG de la Unidad de Parques Nacionales Naturales de Colombia.
- Vanegas, D. 2008. Base normativa de la Estrategia de Restauración Ecológica Participativa. Documento jurídico de la Unidad de Parques Nacionales Naturales de Colombia.

¹³ Fuentes (2009). Informe de Gestión Institucional 2009. Subdirección Técnica, Unidad de Parques Nacionales Naturales de Colombia.

ANEXO

RESTAURACIÓN ECOLÓGICA PARTICIPATIVA EN EL PARQUE NACIONAL NATURAL FARALLONES DE CALI

Jaime Alexander Millán Castillo y Nora Isabel Bravo Baeza
jmmillancastillo@hotmail.com

El PNN Farallones se encuentra ubicado en el suroccidente colombiano, adscrito a la Territorial Suroccidente del Sistema de Parques Nacionales Naturales; abarca 205.266 Hectáreas distribuidas sobre los municipios de Buenaventura (178.096 Ha), Cali (13.012,93 Ha), Jamundí (14.078,46 Ha) y Dagua (13.592,21 Ha).

Desde el año 2003 el PNN Farallones inició con la implementación de acciones REP a través del proyecto Restauración Ecológica Participativa en el Parque Farallones, financiado por el gobierno de Holanda, proyecto que tuvo por objetivo *restaurar las áreas categorizadas como Zonas de Recuperación Natural de manera concertada con Instituciones, Organizaciones Sociales, Grupos Étnicos – Afrocolombianos e Indígenas y Comunidades Campesinas.*

En esta primera etapa se lograron consolidar 14 Acuerdos de Voluntades entre el PNN Farallones y organizaciones no gubernamentales como Cordesal (Corporación de Desarrollo Rural del Valle del Cauca), Funvivir (Fundación para la Vida en Comunidad Vivir), Fundación Amatea, Fundación Fenix, entre otras; así mismo se firmaron acuerdos con los representantes de las comunidades étnicas que tienen injerencia en el Parque como los consejos comunitarios y organizaciones etnicoterritoriales del sector Pacífico, Cabildos y Resguardos Indígenas afiliados a la ACIVA RP (Asociación de Cabildos Indígenas del Valle del Cauca) y organizaciones comunitarias como Juntas de Aguas Juntas Administradoras Locales de diferentes localidades de la región Andina y Pacífico del Parque.

Estos Acuerdos permitieron aunar esfuerzos entre las partes para iniciar con la aplicación de los métodos de Restauración Ecológica Participativa – REP, difundidos desde el Sistema de Parques Nacionales Naturales a través de un ciclo de talleres y asesorías siguiendo la *Guía Técnica de Restauración Ecológica Participativa: Procedimientos y métodos para el desarrollo de los proyectos piloto de la estrategia de restauración ecológica participativa en el Sistema de Parques Nacionales Naturales*; en la que se plantean los conceptos básicos de Restauración y los mecanismos para iniciar su implementación.

Esta Estrategia que se encuentra enmarcada en el Subprograma de Zonificación y Usos del Parque y sigue los objetivos planteados en su Plan Operativo Anual - POA, tiene por objetivo principal: *ampliar núcleos de bosque natural implementando tratamientos de restauración ecológica participativa – rep, en la zona de recuperación natural del PNN Farallones, a través de procesos de concertación con los diferentes actores, expresados en acuerdos de manejo y planificación predial participativa, para la conservación de los recursos naturales del parque.*

Como se planteaba anteriormente el área destinada para la implementación de procesos REP en el Parque es la Zona de Recuperación Natural la cual tiene un área de 30.462 Ha, equivalentes al 14,84% del área total del Parque; de las cuales 3.604 Ha son consideradas como zonas con potencial de restauración donde los usos actuales son cultivos y pastos y donde se han implementado estrategias como:

- REP pasiva y activa
- Reconversión
- Conectividad
- Aislamientos
- Acuerdos de uso y manejo
- Revegetalización
- Control de tensionantes

Para llegar a concretar los procedimientos que direccionarían la estrategia de REP en el PNN Farallones, se diseñó la siguiente ruta metodológica (Figura 1), la cual se fundamenta en la Resolución 247 de 2007, por la cual se establece el Protocolo para el desarrollo de la Estrategia de Restauración Ecológica Participativa – REP al interior de las áreas de integran el Sistema de Parques Nacionales Naturales:

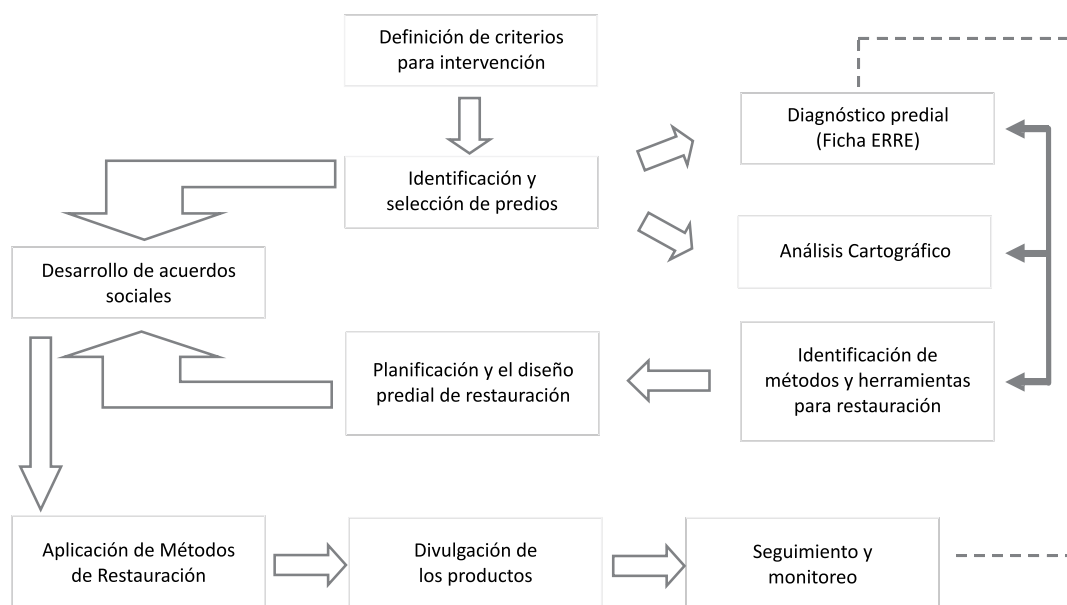


Figura 1. Ruta metodológica.

Definición de criterios. Estos criterios se definen de acuerdo a los objetivos y objetos de conservación del Parque planteados en su Plan de Manejo y de acuerdo a los intereses y objetivos de conservación de los diferentes actores involucrados en el proceso, si es el caso se estudian documentos técnicos de ordenamiento del territorio como Planes de Manejo, Planes de Ordenamiento y Manejo de Cuencas Hidrográficas – POMCH, Planes de Manejo Forestal, etc.

Identificación y selección de predios. De acuerdo a los criterios definidos y a través de recorridos de reconocimiento de los predios, se procede a hacer la selección de los predios donde se implementarían acciones de REP, seleccionados los predios se procede a hacer el Diagnóstico Predial.

Diagnóstico predial. En el diagnóstico predial se hace uso de la herramienta Ficha de Evaluación Rápida de Restauración Ecológica – ERRE, con la cual se evalúa el estado actual del ecosistema, la historia de perturbación, se hace un análisis de los tensionantes, de los procesos sucesionales de acuerdo a las alteraciones que se han presentado en el ecosistema. De igual forma se evalúan características fisiográficas, geomorfológicas, biológicas, hidroclimatológicas, etc. Se valora con base en esto el potencial de recuperación de los ecosistemas, las herramientas vegetales que se podrían emplear para iniciar la recuperación del ecosistema y se definen objetivos de restauración.

Análisis cartográfico. Paralelo al diagnóstico predial se hace un análisis cartográfico de la ubicación de los predios y se hace una relación con los ecosistemas y especies de flora y fauna objetos de conservación del Parque, lo cual se constituye en una herramienta indispensable de planificación de la estrategia REP.

Con estos elementos que constituyen la línea base del predio a restaurar, se definen los métodos y herramientas de restauración, se hacen los diseños prediales de restauración los cuales son sometidos a discusión con los propietarios de los predios y demás actores involucrados. Después de la etapa de divulgación y concertación, se firman los Acuerdos en donde cada una de las partes se compromete a cumplir con ciertos compromisos tendientes a la recuperación y conservación de un ecosistema, un territorio ancestral, una parcela o un predio.

Firmados los Acuerdos se hace la gestión de la financiación para implementar la estrategia de REP, a la cual se hace seguimiento y monitoreo.

Monitoreo proceso REP. Para facilitar el monitoreo y el registro de datos, el equipo de ordenamiento del Parque, ha diseñado la Matriz de Monitoreo de REP, la cual es funcional para ingresar datos de procesos REP activa y Pasiva, teniendo en cuenta cinco (5) componentes: agua, suelo, flora, fauna y gestión interinstitucional; los cuales fueron planteados de acuerdo a los lineamientos del Nivel Central.

Siguiendo esta metodología, hasta el año 2010 el PNN Farallones ha obtenido los siguientes avances en su estrategia REP:

- Un Acuerdo de Voluntades firmado entre la Unidad de Parques y el Consejo Comunitario del río Yurumanguí.
- Un Acuerdo de Voluntades firmado entre la Unidad de Parques y el Consejo Comunitario del río Raposo.
- 14 Acuerdos de Voluntades firmados entre el PNN y comunidades campesinas, indígenas y negras; así mismo con organizaciones gubernamentales y no gubernamentales tanto del sector andino como pacífico del Parque.
- Participación interinstitucional en procesos REP del sector educativo como la Institución Educativa el Queremal, universidades, organizaciones de base comunitaria como ASAJUQUE, Trayectos Veredales, etc.
- Dos (2) viveros comunitarios de especies nativas uno de 400 m² y 250 m².
- 916 Ha con procesos de Restauración Ecológica Activa y Pasiva en ecosistemas: Bosque Pluvial subtropical, Bosque Muy Húmedo Tropical y Bosque Húmedo Premontano.
- Control de especies invasoras como el helecho marranero (*Pteridium aquilinum*) en 120 Ha en el sector Andino del Parque.
- Reemplazamiento de pino (*Pinus patula*) por especies nativas como el *Colombobalanus excelsa*, *Calatola columbiana*, *Otoba lehmanii* en 30 Ha., sector Andino del Parque.
- Ajuste y aplicación de Ficha ERRE para el contexto del Pacífico y aplicada para la cuenca del río Yurumanguí.
- Diseño y aplicación de la Matriz de Monitoreo de REP.
- Cartografía actualizada de los sectores donde se están implementando acciones de REP.

Los procesos de REP se han implementado sobre los ecosistemas Bosque pluvial montano bajo (bp-MB) y Bosque pluvial Tropical (bp-T), en la Zona de Recuperación Natural del Parque tanto en la Región Andina como en la Región Pacífico.

Otro de los resultados relevantes que se han obtenido durante el año 2009, es el apoyo a la implementación del Subproyecto Mosaicos de Conservación, el cual está siendo implementado en el Territorio Colectivo de la cuenca del río Yurumanguí, por el Consejo Comunitario con la financiación del Fondo Patrimonio Natural. Este proyecto ha sido el resultado de la gestión conjunta que se da a través de la instancia Mesa Local de Concertación la cual está conformada por representantes de los consejos comunitarios de las siete (7) cuencas que conforman el Territorio Región o Andén Pacífico del Valle del Cauca: Dagua, Anchicayá, Raposo, Mayorquín, Cajambre, Yurumanguí y Naya; y la Unidad de Parques Nacionales Naturales.

Por consenso general se determinó desde la Mesa que se firmaría un Acuerdo de Uso y Manejo del Territorio Colectivo de la Cuenca Hidrográfica del río Yurumanguí, entre el Sistema de Parques Nacionales Naturales y el Consejo Comunitario; el cual plantearía objetivos tendientes a la ordenación del territorio.

Es así como en mayo de 2008 se firma el Acuerdo el cual tiene por objetivo *desarrollar acciones en el ámbito de sus competencias y responsabilidades de forma tal, que propicie la conservación de los recursos naturales de la Cuenca a partir de la construcción del ordenamiento ambiental de la cuenca del río Yurumanguí.* Desde esta perspectiva se inició la gestión para la formulación e implementación del subproyecto Mosaicos de Conservación en la cuenca del río Yurumanguí, el cual contempla en uno de sus objetivos identificar y definir 5 sectores para destinarlos exclusivamente para la conservación. En el desarrollo de este componente se han incluido elementos de ordenación desde el Parque y los cuales han sido ajustados al contexto cultural del Pacífico y su interpretación del territorio.

Por tanto se cuenta con una Ficha ERRE aplicada a la cuenca del río Yurumanguí y una Propuesta de Restauración ecológica Activa y Pasiva para la cuenca del río Yurumanguí, diseñada con el apoyo de representantes del consejo comunitario, PCN y técnicos de la región, dentro del marco del Subproyecto Mosaicos de Conservación.

PROYECCIONES AÑO 2010

- Delimitar un área en la cuenca del río Yurumanguí con función exclusiva para la conservación, concertando con la comunidad restricciones de uso y manejo, abordados desde el Reglamento Interno.
- Continuar proceso de monitoreo a 29 Ha, en el predio El Topacio, Cuenca Anchicayá.
- Iniciar acciones de REP activa en el sector Cerro Tokio (60 Ha), Cuenca Anchicayá.
- Identificar y priorizar 2 sectores en la cuenca del río Raposo, para implementar acciones iniciales de REP.
- En la región andina del Parque se propone, iniciar acciones REP en:
 - Cuenca Pichinde: 310 Ha.
 - Cuenca Felidia: 21 Ha.
 - Cuenca Melendez: 89 Ha.
 - Cuenca Pance: 30 Ha.
 - Cuenca Río Claro: 15 Ha.
 - Cuenca Rio Timba: 2 Ha.



37. SÍNTESIS SIMPOSIO DE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA EN ÁREAS PROTEGIDAS

Anamaria Fuentes Baca

*Subdirección Técnica Grupo de Planeación del Manejo
Orientadora Restauración Ecológica Participativa
Parques Nacionales Naturales de Colombia
amariafuentes@yahoo.com
planesmanejo@parquesnacionales.gov.co*

Angélica Cardona Cardozo

*Grupo de Restauración Ecológica
Universidad Nacional de Colombia
angelicardonaca@gmail.com*

RESUMEN

El miércoles 29 de julio de 2009, se llevó a cabo el Simposio sobre Restauración Ecológica en Áreas Protegidas en el marco del I Congreso Colombiano de Restauración Ecológica y II Simposio Nacional de Experiencias en Restauración Ecológica. Durante el desarrollo del simposio los participantes tuvieron la oportunidad de escuchar once ponencias orales, siete de las cuales correspondieron a igual número de experiencias de restauración ecológica en áreas protegidas del Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia, una experiencia realizada en una Reserva Natural de la Sociedad Civil y una experiencia en áreas protegidas urbanas del Distrito Capital, Bogotá D.C. Se expone también La Estrategia Nacional de Restauración Ecológica Participativa del Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia y un análisis sobre los requerimientos de restauración en Colombia para completar la representatividad del sistema nacional de áreas protegidas – SINAP.

Igualmente, estuvieron en exposición permanente seis carteles, cuatro de los cuales presentaron procesos de restauración ecológica participativa en áreas protegidas del Sistema de Parques Nacionales Naturales, y dos más que expusieron experiencias de una corporación autónoma regional – Corpoguvio y con la Escuela de Restauración Ecológica de la Universidad Javeriana y la Secretaría Distrital de Ambiente de Bogotá D.C.

Palabras clave: Restauración ecológica, Sistema de áreas protegidas, Parques Nacionales Naturales, Reservas naturales de la sociedad civil, Reservas forestales protectoras, páramo, superpáramo, bosque altoandino, bosque andino, ecosistemas marino, representatividad ecosistémica, disturbio, efectos antrópicos, conservación, estrategias de manejo, participación comunitaria, zonificación, reglamentación de uso, propagación vegetal, estrategias para la restauración, monitoreo, mitigación, corredores, conectividad, capital biológico, rehabilitación, recuperación, regeneración.

INTRODUCCIÓN

El Simposio sobre Restauración en Áreas protegidas abarcó experiencias de diversas áreas del Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia y de algunas Reservas municipales y de la Sociedad Civil, presentándose inicialmente la concepción y estructuración de la Estrategia de Restauración Ecológica Participativa del Sistema de PNN de Colombia, además de la presentación del estado de conservación y requerimientos de restauración de las áreas del Sistema Nacional de Áreas Protegidas de Colombia (SINAP), con el fin obtener la representatividad ecosistémica del SINAP. Las experiencias presentadas abarcan desde ecosistemas marinos hasta de paramo y superparamo en los andes colombianos, exponiendo diversas herramientas para su intervención con fines de restauración, bajo la figura jurídica de las áreas protegidas en relación al dominio y uso del territorio, proporcionando así herramientas para la discusión y análisis de los participantes.

Como reflexión general del simposio se establece que la restauración ecológica en áreas protegidas apunta a la definición de propuestas estratégicas de acción participativa, que permitan la disminución gradual de la presión antrópica y de las amenazas, evitando en la medida de lo posible la fragmentación de los ecosistemas y procurando la recuperación y rehabilitación de las áreas degradadas. La formulación de un proyecto de Restauración Ecológica en un área protegida, permitirá planificar las acciones a implementar, orientadas en el marco conceptual y metodológico de los Planes de Manejo.

TRABAJOS PRESENTADOS EN PONENCIA

ESTRATEGIA DE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA PARTICIPATIVA DEL SISTEMA DE PARQUES NACIONALES NATURALES DE COLOMBIA

Anamaria Fuentes Baca

Ingeniera Agrónoma

*Orientadora Temática Restauración Ecológica Participativa
Subdirección Técnica Parques Nacionales Naturales de Colombia*

La ponencia expuso las principales presiones y/o amenazas identificadas en los Planes de Manejo de las áreas del Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia, las cuales conciernen esencialmente a la ocupación por parte de población colona y campesina, siendo las actividades extractivas más frecuentes, aquellas relacionadas con la madera, la caza, la pesca, el uso agrícola de subsistencia y los cultivos de uso ilícito; en las zonas de influencia de las áreas protegidas la ganadería extensiva, la construcción de vías terrestres y la influencia de zonas urbanas son las más frecuentes. De esta manera la estrategia se plantea con el fin de mitigar las acciones de propietarios, campesinos sin título, comunidades negras e indígenas dentro de las áreas del sistema de Parques Nacionales Naturales (PNN). La estrategia involucra varios componentes, partiendo del Subcomponente I, donde se evalúan los cambios en la cobertura vegetal de los ecosistemas y paisajes, realizando el mapeo de la cobertura vegetal, aportando a la metodología *CORINE Land Cover – Colombia*, a nivel detallado (1:25.000 a 1:5.000) y revisando aspectos relativos a la descripción y clasificación de la vegetación natural, con la participación del IDEAM, IGAC, Corporaciones e Institutos de Investigación, el análisis a nivel general del uso de la tierra al interior del Sistema de Parques y sus áreas de influencia (5 Km alrededor de las áreas protegidas), determinó que las principales coberturas corresponden a áreas agrícolas heterogéneas y pastos. El Subcomponente III, examina los procesos de deforestación, mediante un análisis multitemporal de la cobertura vegetal natural, estableciendo a nivel semidetallado, una tasa estimada total de deforestación en las áreas protegidas mayor a 2.300 ha/año. Partiendo de esta línea base, la Estrategia de Restauración Ecológica Participativa (REP), se define para el sistema de parques como una actividad intencional dirigida al restablecimiento parcial o total de un ecosistema a través de iniciar, acelerar y orientar la regeneración natural, dividiéndose en dos vías: la rehabilitación para la preservación y la recuperación para el uso sostenible, entendiendo la conservación como una actividad que se desarrolla mediante la preservación, la restauración y el uso sostenible, todas vinculadas al proceso social en el marco del ordenamiento territorial. De esta manera el área alterada puede intervenir mediante la Restauración Análoga, que deriva en recuperación y la Restauración Homóloga, que lleva a la rehabilitación. La metodología general de REP considera de forma paralela el desarrollo de un eje técnico y un eje comunitario, involucrando fases de diagnóstico, formulación, implementación, ejecución y evaluación. El modelo del proceso de REP plantea la formulación y desarrollo de un Proyecto Piloto inicial, donde se trabaje en la capacitación del equipo del parque, se consolide el diagnóstico de la Ficha de Evaluación Rápida de Restauración Ecológica (Ficha ERRE), se formulen acuerdos de manejo con las comunidades y se implemente acciones piloto de restauración, todo orientado a la formulación del Proyecto de REP. La ficha ERRE se constituye en la herramienta para la consolidación de la línea base, necesaria para establecer el potencial de restauración en cada área protegida, partiendo del análisis de la oferta física, el potencial biótico y el potencial social. A nivel nacional en el marco de la Estrategia de REP, se ha avanzado en la conformación del Equipo Nacional para la Implementación de la Estrategia, constituido por la Subdirección Técnica, el Área de Participación Social y el Grupo Jurídico de PNN, quienes trabajan conjuntamente con la Dirección General, la Coordinación de Territoriales y las Direcciones Territoriales; igualmente se han tenido avances técnicos como La Guía Técnica de Restauración Ecológica Participativa, la publicación del Manual de Restauración Ecológica Participativa; la Resolución 0247 del 7 de Noviembre de 2007, por la cual se adopta el protocolo para la suscripción de acuerdos transitorios de restauración ecológica con campesinos que viven al interior de las áreas del Sistema de PNN; el avances en el Subprograma de Zonificación y Usos del Plan Estratégico de PNN, a través del desarrollo de la Estrategia de Restauración Ecológica Participativa; y la gestión de recursos de cooperación internacional y de gobierno nacional. Actualmente 19 áreas del sistema de parques adelantan la estrategia de REP, de las cuales algunas han sido priorizadas y avanzan en aspectos como la aplicación de la ficha ERRE y definición del potencial de restauración, implementación de prácticas de control y manejo de tensionantes, montaje de viveros y propagación de plántulas, siembra de especies dinamizadoras, elaboración de indicadores y fichas metodológicas como parte de la estrategia de monitoreo, acorde a los objetivos y valores objeto de conservación de cada área. Los compromisos y retos de la estrategia, se enfocan en el restablecimiento de escenarios, recursos claves y elementos naturales, base de la identidad y las tradiciones de las comunidades indígenas en áreas de traslape en el marco de los Regímenes Especiales de Manejo; la recuperación de poblaciones biológicas amenazadas y sus hábitats; el restablecimiento de coberturas vegetales nativas en áreas perturbadas; la conformación de corredores biológicos locales y regionales a nivel

SIRAP; la valoración de las áreas protegidas como núcleos de recursos biológicos para el apoyo de los trabajos de restauración en el entorno regional; la aceleración de la regeneración natural en áreas afectadas por ocupaciones ilegales y cultivos ilícitos, con lo cual se ayuda a prevenir la reincidencia de estos fenómenos; la mitigación y corrección de los impactos causados por las actividades propias del parque, como recreación, turismo, etc; la obtención de resultados significativos de las medidas de mitigación, corrección y compensación por proyectos desarrollados bajo licencia ambiental en las áreas protegidas o sus zonas amortiguadoras; la priorización de temas de restauración en los planes de investigación de las distintas áreas; la implementación de medidas de adaptación al cambio climático y del componente de glaciares en el marco de la Convención de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático; y la exploración para la formulación de proyectos MDL Forestal y/o Deforestación Evitada.

REQUERIMIENTOS DE RESTAURACIÓN PARA COMPLETAR LA REPRESENTATIVIDAD DEL SISTEMA NACIONAL DE ÁREAS PROTEGIDAS – SINAP EN COLOMBIA

Germán Corzo

Biólogo Marino

*Candidato PhD en Conservación y Restauración de los Ecosistemas y la Diversidad Biológica
Subdirección Técnica Parques Nacionales Naturales de Colombia*

La ponencia inició exponiendo los criterios, unidades de análisis y procedimientos para la identificación de áreas prioritarias para la conservación de la biodiversidad “in situ” en Colombia, los datos suministrados indican que el 69,02% de la extensión del país se encuentra en estado natural, el 23,84% son áreas transformadas y el 7,15% corresponden a áreas seminaturales. El análisis al Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SINAP), encontró que para las áreas de Parques Nacionales Naturales, es necesario restaurar 151.492 has, lo que representa el 1.5% del total de estas áreas y 124.541 has, para otro tipo de áreas protegidas, que equivale al 10.6% del total de estas áreas. Sin embargo, analizando la representatividad del total de áreas protegidas del país, se estableció que el 24.7% de hectáreas son suficientes, el 64.3% de hectáreas son insuficiente y el 11.0% de hectáreas, han sido omitidas y deberían estar incluidas bajo alguna figura de protección. De esta forma, algo más de 2 millones de hectáreas sería necesario restaurar para completar la representatividad del SINAP, las cuales están distribuidas en cinco provincias biogeográficas así: Norandina con 1.471.688 has, Pericaribe con 521.057 has, Choco_Magdalena con 275.045 has, Sierra Nevada de Santa Marta con 42.849 has y Orinoquia con 7.877 has. Siendo CORANTIOQUIA, con 521.432 has, la corporación con el mayor número de hectáreas a restaurar. Los elementos para la priorización tenidos en cuenta, se basaron en: los atributos de la biodiversidad en cuanto a composición, estructura y función; criterios de importancia, urgencia y oportunidad; escalas nacional, regional, local e internacional; valores objeto de conservación relacionados con la biodiversidad, bienes y servicios ambientales y elementos naturales de la cultura; niveles de la biodiversidad como paisajes, poblaciones, especies y genes; y elementos de la Decisión 28 de la Conferencia de las Partes -COP- VII, en el Convenio de Diversidad Biológica.

EXPERIENCIAS DE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA PARTICIPATIVA EN EL PARQUE NACIONAL NATURAL FARALLONES DE CALI

Jaime Alexander Millán Castillo, Nora Isabel Bravo Baeza, Luis Carlos Maya

Equipo REP. PNN Farallones de Cali

Esta ponencia presentó los avances de la experiencia de Restauración Ecológica Participativa (REP) del PNN Farallones de Cali, localizado en el departamento del Valle del Cauca, Colombia, la cual tiene por objeto ampliar núcleos de bosque natural, implementando tratamientos de Restauración Ecológica en la Zona de Recuperación Natural (ZRN) del Parque, a través de procesos de concertación con los diferentes actores, expresados en acuerdos de manejo y planificación predial participativa, para la conservación de los recursos naturales del Parque. La ZRN representa el 14.84% del área total del Parque, pero el área potencial de intervención del proyecto es de 3.604 ha, donde se manifiestan presiones antrópicas por actividades agropecuarias, ampliación de la frontera agrícola, cacería, cultivos de uso ilícito, extracción de material vegetal, minería, proyectos viales y turismo no planificado; se destaca como una de las mayores presiones el incremento en el área urbana de la ciudad de Cali, ubicada en la zona de amortiguación del Parque. El proyecto cuenta con un área piloto denominada Área Amatea, de 336 ha, donde se han enfocado gran parte de las experiencias de restauración del Parque. Hasta el momento se tienen como resultados 916 hectáreas con procesos de restauración ecológica activa y pasiva, en ecosistemas de Bosque Pluvial subtropical, Bosque Muy Húmedo Tropical y Bosque Húmedo Premontano; el control de especies invasoras como el helecho marranero (*Pteridium aquilinum*) en 120 has; el reemplazamiento de pino (*Pinus patula*) por especies nativas como el roble negro (*Colombobalanus*

excelsa) en un área de 30 has; un vivero donde se han producido 8000 individuos de especies nativas como arrayán (*Myrcia popayanenses*), cascarrillo (*Ladenbergia magnifolia*), cedrillo (*Brunellia comocladifolia*), chachafruto (*Eritrina edulis*), chocho (*Oromosia tovarensis*), jigua pavo (*Ocotea sp*), manteco (*Tapirira myriantha*), marfil de peña (*Calatola colombiana*) y otobo (*Otoba lehmani*); el ajuste y aplicación de la Ficha de Evaluación Rápida de Restauración Ecológica (Ficha ERRE) para el contexto del Pacífico; el diseño y aplicación de la Matriz de Monitoreo de REP; dos Acuerdos de Uso y Manejo del territorio entre PNN y el Consejo Comunitario del río Yurumanguí y el Consejo Comunitario del río Raposo; acuerdos de voluntades para el desarrollo de la Estrategia de REP con las Juntas de aguas de los Municipios de Jamundi y Cali y con organizaciones como el PCN (Proceso de Comunidades Negras), ACIVA RP, Amatea, Fenix, Asajuque, Funvivir, Cordesal y Secretaria de Salud Municipal. A futuro el proyecto espera culminar la aplicación la Ficha ERRE; recuperar 900 has (25%) de la ZRN del Parque, aplicar la Matriz de Monitoreo de Restauración a parcelas con procesos avanzados de REP, consolidar convenios y acuerdos de voluntades; concertar nuevos proyectos con organizaciones gubernamentales y no gubernamentales.

EXPERIENCIAS DE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA PARTICIPATIVA EN EL PARQUE NACIONAL NATURAL MUNCHIQUE

Isaac Bedoya Dorado
Administrador PNN Munchique

El PNN Munchique, ubicado en el departamento del Cauca, Colombia, ha venido desarrollando su estrategia de Restauración Ecológica Participativa (REP), en los sectores de El Rosal, El Condor y La Playa, del municipio del Tambo, situados en la Zona de Recuperación Natural del parque. El trabajo se ha realizado con las familias campesinas que tienen la voluntad de participar de un proceso de construcción colectiva para la restauración ecológica, con ellas se han formalizado acuerdos transitorios de manejo, quedando consignados estos, en documentos firmados entre Parques Nacionales Naturales y la familia participante en el proceso, con el fin de ratificar los compromisos de las partes, teniéndose así un soporte legal de las acciones adelantadas. Se trabaja en acciones de Restauración Análoga, apoyadas en herramientas de planificación de predios, que garanticen bajo consumo de energía, disminución de tensionantes y seguridad alimentaria para humanos y animales. La Restauración Homóloga, por su parte se apoya en el manejo de áreas enrastradas y rondas hídricas. Las implementaciones realizadas hasta el momento son la división de potreros, la conformación de corredores y conectividades, el establecimiento de viveros comunitarios, la recuperación y protección de rondas hídricas, la recuperación de suelos con procesos erosivos, el establecimiento de parcelas con tecnologías limpias y la implementación de tecnologías limpias para uso familiar. Entre los resultados relevantes se cuentan 37 familias de las 45 que habitan los sectores de El Rosal, El Condor y La Playa, con acuerdos de manejo suscrito con el Parque; 712,5 has con procesos de REP, de las cuales 20% se encuentran en restauración homóloga, 3,45 en restauración análoga y 11,50% en restauración pasiva; 224,5 ha, liberadas y en proceso de recuperación mediante restauración pasiva y restauración homóloga; 13 de las 16 cárcavas identificadas, manejadas para su recuperación; 36 de los 51 nacimientos de agua están siendo protegidos; un vivero en cada uno de los sectores donde se han producido 1550 plántulas de 13 especies nativas; inventarios de dos parcelas permanentes de 0,5 has, cada una, tomadas como ecosistemas de referencia, las cuales cada dos años se miden, se observan y se comparan con las áreas en restauración. A futuro se tiene planeado identificar especies dinamogénicas para la restauración, socializar continuamente las nuevas herramientas, continuar con los compromisos con los restauradores, relocalizar 15 familias en los próximos dos años, ampliar la cobertura del proyecto a otros sectores de manejo del PNN Munchique, continuar con el monitoreo de los Valores Objeto de Conservación (VOC) y otras especies claves. En conclusión la experiencia realizada en el PNN Munchique, demuestra hasta el momento que los llamados ocupantes ilegales se convierten en actores claves de los procesos de REP en las áreas del sistema de parques, siempre y cuando existan metodologías y políticas coherentes y claras.

RESTAURACIÓN ECOLÓGICA EN ÁREAS DE PÁRAMO AFECTADAS POR USO PECUARIO EN EL PARQUE NACIONAL NATURAL PISBA

Luis Hernando Meneses Moreno, Edna María Carolina Jarro Fajardo
Equipo de REP del PNN Pisba

El PNN Pisba ubicado en el departamento de Boyacá, Colombia, ha venido implementado la estrategia de REP en los sectores Pantano Hondo y Alto de Candelas; allí se realizaron reuniones con usuarios del acueducto veredal, que llevaron a la firma y concertación del pacto de trabajo para la ejecución del proyecto de restauración. Durante la fase inicial de diagnóstico se identificaron los principales tensionantes, tales como cambios de la vegetación nativa para el establecimiento de pasturas,

clareo de fragmentos de bosque por incursión del ganado, compactación del suelo por pisoteo y pérdida de infiltración, daño a las especies de frailejon por acción del ganado, pérdida de retención hídrica en el suelo, contaminación de las fuentes de agua por pisoteo y excrementos de ganado. Durante esta misma fase se priorizaron y caracterizaron dos zonas en el área de intervención del proyecto, denominadas zona riparia y zona de pie de ladera. Posteriormente con el equipo de REP del parque y la comunidad, se diseñaron técnicas de restauración para ser implementadas en las zonas priorizadas, en los puntos y franjas con mayor potencial de restauración, formando focos de regeneración y corredores biológicos. Para la implementación de los arreglos florísticos diseñados, se realizaron aislamientos con alambre de púas que mitigaran los tensionantes por acción del ganado, los arreglos florísticos se determinaron con base en la caracterización de la zona riparia y de pie de ladera, eligiendo las especies encontradas dominantes en cada zona, para su implementación en compartimientos o parcelas. Los arreglos para la zona riparia incluyeron las especies *Espeletia lopezii*, *Diplostephium rosmarinifolium*, *Chusquea scandens* y *Cortaderia nitida*, estas especies se sembraron separadas entre sí un metro y en parcelas de ocho por dos metros. Para la zona de pie de ladera, los arreglos se conformaron de *Ageratina tinifolia*, *Cestrum sp.*, *Gynoxys lindenbergii* y *Pentacalia pulchella*, las cuales se sembraron separadas entre sí 1,5 metros y en parcelas de doce por tres metros. Paralelamente, en un vivero construido por el proyecto se han propagado especies como Colorado, Garrocho, Uche, Cucharo de páramo, Roble, Bubo, Encenillo, Pantanero, Mortiño y Mangle.

PLAN DE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA PARTICIPATIVA EN EL PARQUE NACIONAL NATURAL TAMÁ

Andrés Diavanera, Edna María Carolina Jarro Fajardo
Equipo de REP del PNN Tamá

El PNN Tamá ubicado en el extremo sur oriental del departamento de Norte de Santander, sobre la Cordillera Oriental colombiana, es de gran importancia al tratarse de un parque binacional que tiene conectividad con el Parque Nacional El Tamá en el estado de Venezuela. Sin embargo, presenta problemáticas por extracción maderera, expansión de la frontera agropecuaria, tenencia de la tierra dentro del área protegida, debilidades en la articulación a procesos de planeación internacional, regional y local. En este sentido el objetivo general del proyecto de REP, es el de formular y promover estrategias que permitan la restauración, recuperación y mitigación de amenazas, en áreas sometidas a diferentes condiciones de presión antrópica dentro del PNN Tamá y su Zona de Amortiguación. El proyecto se ha desarrollado en el sector de Orocué y en la Zona de Amortiguación, en las Veredas El Azul, El Retiro, Belchite, Samaria, California y Puerto Nuevo. Durante el segundo semestre del 2006, se adelantaron acciones de diagnóstico como la caracterización general del área a restaurar, la colección y determinación de especies, la descripción de parches en diferentes etapas de sucesión y la distribución de especies por etapa de sere sucesional; para ello fue necesario realizar levantamientos de vegetación, mediante parcelas de cinco por cinco metros en diferentes estados sucesionales, registrando las especies y frecuencia en cada una de las parcelas. Se evaluaron diez parcelas, con un total de 915 individuos, 20 familias, representadas en 48 especies. Las familias Melastomataceae, Poaceae, Asteraceae y Rosaceae, fueron las que mayor número de especies presentaron; *Pteridium aquilinum*, estuvo presente en siete de nueve parcelas, con un total de 255 individuos. Dentro de las acciones implementadas al interior del parque, se cuenta el reclutamiento de 4.000 individuos de especies pioneras y secundarias de entre 30 cms a 1.50 mts de altura; la plantación en potrero de los individuos reclutados; la implementación de diferentes estrategias de control y erradicación de pasto; el control de especies introducidas como Pino y Eucalipto, mediante la erradicación por tumba y/o anillamiento para aprovechamiento. En la zona amortiguadora las acciones se han desarrollado en torno a la mitigación de amenazas en doce humedales de interés comunitario y ecológico mediante el aislamiento de aproximadamente 20 hectáreas y el montaje de tres germinadores transitorios como bancos de material vegetal para los humedales. Paralelamente, se han realizado ensayos de restauración iniciados en el año 2008, los cuales se centraron en evaluar en condiciones de potrero, el efecto del control de especies de pasto y la fertilización, sobre el desarrollo de plantas de *Solanum oblongifolium* y *Miconia cf rasimoides*, además de la aparición de nuevas especies; para ello se establecieron 46 parcelas de cuatro metros cuadrados con un total de 414 plantas de *S. oblongifolium* y 46 de *M. cf rasimoides*, un año después de la siembra el 95% de los individuos habían sobrevivido, siendo el factor determinante para su sobrevivencia, la posición de la parcela frente a los vientos y no la presencia o ausencia de pasto o fertilizantes. Otro ensayo de restauración se realizó en una parcela de veinte por cuarenta metros, el cual consistió en eliminar la cobertura de gramíneas, arar y remover el suelo, para trasplantar 292 plantas provenientes de potrero y pertenecientes a las especies *Myrsine cf. coriacea*, *Miconia bonplandii*, *Monochaetum myrtoideum*, *Miconia resinoides*, *Miconia sp.*, *Rubus cf. glaucus*; las especies que presentaron mejor respuesta al trasplante fueron *Rubus cf. glaucus* y *Myrsine cf. coriacea*, las otras especies sufrieron una alta mortalidad. Actualmente en el sector Orocué, se producen por lo menos 10.000 plantas nativas en el vivero, de especies pioneras como *Baccharis sp.*, *Macleanea rupestris*, *Rubus spp.*, *Piper spp.* y de especies secundarias como *Clusia multiflora*, *Weinmannia pubescens*, *Ceroxylum quindense*, *Retrophyllum rospigliosii*, y *Morella pubescens*; en la zona amortiguadora se trabaja en el ordenamiento ambiental de las fincas de las veredas El Azul, El Retiro, Samaria y Belchite.

PROCESO DE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA EN ÁREAS AFECTADAS POR INCENDIOS EN EL COMPLEJO DE HUMEDALES DEL OTÚN, PARQUE NACIONAL NATURAL LOS NEVADOS

Jorge Lotero, Ledy Trujillo, William Vargas, Oscar Castellanos

Equipo de REP del PNN Los Nevados

Erika Nadashowsky, Germán Páez, Oscar Murillo, Ana Lucía Suarez, Jonh Dorance Manrique

Comité Técnico de Evaluación CONIF, CORPOCALDAS, CORTOLIMA, WWF, CARDER, CRQ, IDEAM, Aguas y Aguas de Pereira, Instituto Humboldt

El PNN Los Nevados, ubicado en los departamentos colombianos de Caldas, Risaralda, Quindío y Tolima, tiene un extensión de 58.300 has, con 40,131 hectáreas de ecosistema de páramo. Su mayor vulnerabilidad se da por pastoreo, extracción maderera y de flora, transformación por agricultura y ganadería. La Cuenca Alta del Río Otún comprendida entre los 2.600 m, en el sector de Peña Bonita y 4.900 m, en el nevado Santa Isabel, tiene un área aproximada de 18.536 has, e incluye el Complejo de Humedales del Otún designado como humedal de importancia internacional por la Secretaría RAMSAR, el cual comprende el 1.8 % del área del parque. En el año 2006, se desarrolla el convenio Carder, WWF y PNN Nevados, para postular estos humedales como Zona Ramsar, presentándose durante ese mismo año un incendio que consume 2.374 has, de cobertura vegetal de páramo, comunidades de pajonal-frailejónal, matorrales y turberas, en los sectores de La Laguna del Otún, Lomabonita, La Leona, Bagaseca y El Bosque. Los efectos inmediatos del incendio evaluados por la comisión de campo, conformada por 29 personas de nueve instituciones (Comité Técnico de Evaluación), determinaron que la pérdida y alteración en las condiciones del suelo, la pérdida y alteración de la capa vegetal, la modificación del ciclo hidrológico del ecosistema, el cambio en el patrón de infiltración del agua y la pérdida de hábitat de pequeños mamíferos y herbívoros, fueron las principales afectaciones. Con base en dicha evaluación se planificó un proceso de restauración y protección del área afectada, mediante la propuesta para la ejecución de un Plan de Restauración Ecológica del área afectada, Plan de Mitigación de Actividades Antrópicas, Plan de Control y Vigilancia, Plan de Investigación y Monitoreo, y la articulación con instrumentos de Planeación y Ordenamiento del territorio. El Plan de Restauración Ecológica, durante su primera fase de ejecución en el año 2007, evaluó el estado de la regeneración natural del área afectada, seleccionó escenarios de restauración, implemento tratamientos de restauración y monitoreo la implementación y efectividad de los tratamientos. Se encontró en esta primera fase una regeneración del 25 %, siendo mayor para gramíneas y baja para arbustos. Los tratamientos consistieron en la implementación de Núcleos de Regeneración mediante la relocalización de cespedones, traslado de suelo y bloqueo y siembra de arbustos; Conectividad a través de perchas artificiales para aves y refugios artificiales para fauna; Disminución del efecto de la erosión mediante barreras naturales antiescorrentía; y Núcleos de facilitación, a través de la siembras de hierbas y arbustos, y la adición de semillas. En general se intervinieron 11,5 hectáreas con tratamientos de restauración activa y se propago material vegetal de plantas propias de páramo. Durante la segunda fase, se evaluaron las estrategias ya establecidas, se ajustó el Plan de Restauración, se replicaron tratamientos en 50 ha, se propagaron 30000 plántulas y se monitorearon indicadores; encontrándose una regeneración del 50 %, mayor regeneración de gramíneas y aumento de la regeneración de arbustos. Los tratamientos replicados fueron el bloqueo de arbustos, traslado de cespedones y siembra de arbustos propagados en invernadero, todos bajo el diseño basado en formación de núcleos de regeneración y formación de corredores de conexión. Como resultados parciales se presentan el establecimiento de un invernadero y vivero para la producción de un mínimo de 30000 plántulas, la propagación de 17.600 individuos en condiciones de invernadero, la implementación de estrategias de restauración en 50 ha del área afectada, la siembras de 5300 individuos por ha, el establecimiento de 2324 ha de restauración pasiva, el cerramiento de áreas con acceso de ganado y los recorridos permanentes de control y la vigilancia.

PROPUESTA DE IMPLEMENTACIÓN DE ÁREAS DE CONECTIVIDAD ENTRE VECINDADES EN LA MICROCUENCA DEL RÍO SAN PEDRO, ÁREA DE INFLUENCIA DEL PARQUE NACIONAL NATURAL ALTO FRAGUA INDI WASI

Jairo Plazas Certuche, Ayda Cristina Garzón

Equipo de REP del PNN Alto Fragua Indi Wasi

Verenice Sánchez Castillo

Corporación Reconocer

La parte alta de la microcuenca del río San Pedro, cuenca del río Fragua Chorroso, se localiza en la zona hidrográfica de la amazonia colombiana, a una altitud de 330 a 1070 metros; posee un área de 3600 has, y hace parte del área de influencia del

PNN Alto Fragua Indi Wasi (AFIW). Presenta presión y disminución de la cobertura boscosa, expansión de áreas de pasturas y contaminación ambiental. La estrategia de Restauración Ecológica Participativa del PNN AFIW, se formuló en el año 2008 y para su área de influencia se priorizaron y delimitaron áreas de conectividad, siendo su objetivo diseñar de forma preliminar, áreas de conectividad a nivel de vecindades, como iniciativa conjunta entre comunidades, organizaciones e instituciones, tendientes hacia la conservación de recursos naturales y el aprovechamiento productivo sostenible. Hasta el momento se han diseñado cinco corredores de conectividad dentro del parque denominados Microcuenca de la Resaca, Resguardo San Miguel, Yurayaco, El Portal y La Cerinda; tomando como línea base para su diseño el proyecto “Desarrollo de Sistemas de Producción Sostenible en la Zona de Influencia del Parque Nacional Natural Alto Fragua Indi Wasi de la Corporación Reconocer, en convenio con WWF y PNN AFIW”; en dicho proyecto se realizó un diagnóstico; se trabajó en el fortalecimiento socio-organizativo; se caracterizaron sistemas productivos; se realizaron avances en la implementación de sistemas productivos sostenibles, con especies como cachingo, matarraton y Boton de oro; se avanzó en el proceso de sensibilización ambiental; se formularon iniciativas conjuntas de conservación, relacionadas con aislamientos y siembras; y se realizó un estudio del paisaje y zonificación predial. Los avances se centran en la priorización de áreas de conectividad a partir de mapas originados de imágenes satelitales (escala 1:12000); además del establecimiento de cercos vivos y arreglos silvopastoriles en áreas de pastizal; realización de aislamientos; protección de áreas enrastrajadas; y diversificación de cultivos. El proyecto es una iniciativa que cuenta con el apoyo de las comunidades locales; contribuye al fortalecimiento organizativo y a la planificación predial; es la base para integrar la conservación de recursos naturales y el desarrollo, mediante usos productivos sostenibles; sirve de base para promover cooperación institucional, gubernamental y no gubernamental; favorece la mitigación de conflictos por usos del suelo; dada su cercanía con PNN AFIW, contribuye al ordenamiento al interior del mismo, así como aporta y recibe aportes desde las líneas de Restauración Ecológica Participativa y Sistemas Sostenibles, ejercicios útiles para procesos de ordenamiento, en el marco de la definición de Zona Amortiguadora.

RECUPERACIÓN DEL CAPITAL BIOLÓGICO DE LAS ÁREAS PROTEGIDAS PARA MAYOR RENTABILIDAD PESQUERA EN EL CARIBE DE COLOMBIA, COMO MECANISMO DE RESTAURACIÓN DE ECOSISTEMAS ACUÁTICOS

Héctor Martínez Viloría, Luis Orlando Duarte, Rebeca Franke Ante
Dirección Territorial Caribe, Parques Nacionales Naturales

En esta ponencia se hace una reflexión acerca de la disminución de peces debido a la sobre pesca a nivel mundial, haciendo que la presión pesquera aumente drásticamente hacia el interior de las áreas protegidas. Se han observado cambios en las poblaciones de ciertas especies y sus tallas, cambios en la composición de las capturas, colapsos por niveles altos de sobre explotación, explotación de especies que antes tenían poco valor comercial, hábitats alterados, ecosistemas deteriorados, y por consiguiente menores ingresos para el pescador, lo que se ve reflejado en condiciones de vida poco favorables. Factores regionales inciden en la problemática de uso de los recursos en áreas protegidas, tales como ausencia adecuada de esquemas de ordenamiento para el uso de los recursos, aumento en el poder de pesca de los artes pesqueros, mejora de las tecnologías de acceso y extracción, aumento de la población; todos estos factores conllevan a problemas sociales, económicos y ecológicos, asociados a diferentes modalidades de sobrepesca, los cuales finalmente conducen al deterioro de hábitats y especies estructurales en estos ecosistemas y sus áreas de influencia. Las estrategias para el manejo de esta problemática y la recuperación de las condiciones favorables en términos de bienes y servicios, se plantean en la teoría de desborde de las áreas protegidas y el fomento de la pesca sostenible por fuera de estas; es necesario buscar conectividades ecológicas, a través del Sistema Regional de Áreas Protegidas (SIRAP); y recuperar el capital natural permitiendo que se reproduzca y crezca hasta alcanzar su estabilidad. Las acciones que se promueven desde la Territorial Caribe para tal fin, son la creación de un SIRAP marino, la aplicación de la normatividad en longitud óptima de captura y megadesovadores, el incremento del control y vigilancia articulado con otras entidades, la selección de indicadores y aplicación del esquema de monitoreo.

RESTAURACIÓN ECOLÓGICA EN ÁREAS PROTEGIDAS DEL DISTRITO CAPITAL: PARQUE ECOLÓGICO DISTRITAL DE MONTAÑA ENTRE NUBES (BOGOTÁ, CUNDINAMARCA)

Gonzalo Escobar, Sandra Montoya Villarreal
Grupo de Restauración Secretaría Distrital de Ambiente

El parque Ecológico Distrital de Montaña Entre Nubes, localizado en el distrito capital, tiene un área de 626.4 has, y un gradiente altitudinal entre 2.600 a 3.100 metros. En el año 2003, la Corporación SUNA HISCA, realizó el Plan de Ordena-

miento y Manejo del Parque, identificando coberturas vegetales misceláneas de bosque, matorrales altos y bajos, vegetación de sub-páramo, pastizales arbolados y limpios, plantaciones forestales con y sin sotobosque, cultivos, vegetación abierta invasora de helechales, chuscales y retamo espinoso. Igualmente la corporación determinó que los grupos faunísticos se encontraban mayormente afectados en el sector de la Hoya del Ramo por los efectos de la fragmentación, la herpetofauna, aves y mamíferos presentaron menos especies reportadas de las que se podían haber esperado y se evidenció la extinción local de algunos mamíferos de acuerdo con los relatos de los pobladores. Bajo este panorama, se identificaron diferentes escenarios de restauración como las rondas de cauces con plantaciones forestales, los drenajes afectados por la red vial, diversos estados de regeneración con procesos de fragmentación y efecto de borde por influencia de la red vial, áreas de recarga hídrica y de nacimientos de cauces afectados por el pastoreo, cauces afectados por escombros o por actividad minera, sitios afectados por contaminación por vertimientos domiciliarios y actividad pecuaria, y sitios con potencial para la ocupación urbana. La microcuenca Quebrada Hoya del Ramo, donde se centra el trabajo de restauración presentado, posee 50 hectáreas, el 7.9% del total del parque, se ubica en el borde occidental del cerro de Juan Rey; los trabajos en este sector se iniciaron con el Plan Maestro y Diseños Participativos de Restauración Ecológica y Paisajísticos elaborado por ECOTONO Ltda, en el año 2004. Los primeros escenarios de restauración intervenidos entre los años 2007 y 2008, fueron los sitios con plantaciones forestales exóticas, las zonas de ronda y nacideros y los suelos afectados por actividades mineras. En las zonas de plantaciones forestales exóticas, se realizó sustitución progresiva de estas especies por especies nativas, con el fin de iniciar el proceso de recuperación ecológica en la parte alta y media de la quebrada Hoya del Ramo y su afluente quebrada Seca, en un área de 1.5 has; dentro de las actividades desarrolladas están la realización de un inventario forestal, la tala de 162 individuos, la plantación de 1400 individuos, la realización de talleres con la comunidad, la ejecución del programa de evaluación y seguimiento, la elaboración de compostaje, el control de rebrotes de eucaliptos, el replante y el mantenimiento del área; las especies plantadas fueron *Cavendishia cordifolia*, *Abatia parviflora*, *Prunus cerotina*, *Baccharis latifolia*, *Hesperomeles* sp., *Juglans neotropica*, *Chusquea scandens*, *Viburnum tinoides* y *Miconia* sp. La restauración en nacideros y zonas de ronda, se llevó a cabo en la parte alta y media de la quebrada Hoya del Ramo y su afluente quebrada Seca, en un área de 2 has, desarrollando actividades de plantación de 3863 individuos, talleres comunitarios, ejecución del programa de evaluación y seguimiento, replante y mantenimiento; las especies plantadas fueron *Myrcianthes leucoxyla*, *Abatia parviflora*, *Duranta mutissi* y *Chusquea scandens*. En las zonas de depósito de cantera, correspondiente a la cantera Juan Rey, en la parte alta de la quebrada Hoya del Ramo, se llevó a cabo la intervención en un área de 1.5 has, allí se desarrollaron actividades como instalación de tratamientos con arreglos florísticos, instalación de trinchos, plantación de 1060 individuos, instalación de biomantos, construcción de cunetas en tierra, instalación de filtro triturado y geotextil, construcción de alcantarilla, replante y mantenimiento. También se construyó y puso en funcionamiento El Vivero Entrenubes, localizado en la parte alta del cerro Juan Rey, con el fin de producir el material vegetal de especies nativas para los proyectos de restauración, rehabilitación y recuperación ecológica ejecutados por la Secretaría Distrital de Ambiente, allí se propagan individuos de *Ageratina aristeei*, *Diplostephium rosmarinifolium*, *Verbesina crassiramea*, *Smalanthus pyramidalle*, *Baccharis bogotensis*, *Alnus acuminata*, *Valea stipularis*, *Macleania rupestris*, *Lupinus bogotensis*, *Xylosma spiculifera*, *Miconia ligustrina*, *Monochaetum myrtoideum*, *Myrcianthes leucoxyla*, *Monnina aestuans* y *Hesperomeles goudottiana*.

REGLAMENTACIÓN DE USOS DEL SUELO DEL PLAN DE MANEJO PREDIAL: UNA HERRAMIENTA DE CONSERVACIÓN PARA LA SOCIEDAD CIVIL

Claudia Durana

Asociación Red Colombiana de Reservas Naturales de la Sociedad Civil, Resnatur

La ponencia hace énfasis en proponer una herramienta jurídica para promover y garantizar la conservación en tierras privadas a largo plazo y expone los avances en un caso piloto en una Reserva Natural de la Sociedad Civil (RNSC) asociada a Resnatur; siendo esta una institución constituida por ONG's, campesinos, propietarios de fincas y comunidades rurales o urbanas organizadas, cuya misión es darles reconocimiento y promover las iniciativas de conservación de la sociedad civil. La propuesta para garantizar a perpetuidad la conservación en una RNSC u otros predios, es dar elementos a los propietarios para hacer una reglamentación de la zonificación y los usos del suelo derivados del plan de manejo predial para que ésta quede legalizada en las escrituras. Los avances presentados en una RNSC, localizada en el departamento de Cundinamarca, Colombia, se basan en la implementación de las estrategias consignadas en el plan de manejo de la reserva, planteado para una vigencia de diez años del 2007 al 2017, consistentes en la regeneración en bordes de bosque, el establecimiento de sistema silvopastoriles con Eucalipto y Kikuyo y el establecimiento de árboles nativos en potreros, lo cual, también ha permitido tener avances en la reglamentación del uso del suelo en la RNSC, llegando a definirse y delimitarse zonas de manejo tales como Zona Protegida, cuyos usos permitidos son la contemplación, el recorrido por el sendero y la investigación; Zona Protectora - Productora,

cuyos usos permitidos son el aprovechamiento sostenible de leña y de madera de especies exóticas; y Zona de Producción, donde los usos permitidos son las actividades agropecuarias y recreativas que no impliquen uso intensivo de agroquímicos ni consumo intensivo de agua. Con la implementación de esta herramienta se identifican algunas ventajas para los propietarios como el asegurar que las acciones que están realizando van a permanecer en el tiempo, se trata de un compromiso de carácter voluntario, se protege el dominio sobre el predio, se protege el predio frente a intervenciones de infraestructura o explotación de recursos externos, existe la posibilidad de que el predio se valore o se pueda aprovechar su potencial económico, se planifica la herencia del predio, es una herramienta individual y privada, no hay terceros que adquieran derechos sobre el predio. En cuanto a la conservación esta herramienta se convierte en estrategias que complementan los esfuerzos de conservación en Áreas Protegidas del Estado, promueven acciones de recuperación ecológica a nivel local que se pueden extender a lo regional, asegura la conservación y el manejo sostenible de los recursos frente a situaciones de cambio de propietarios y subdivisiones y garantiza la generación de bienes y servicios ambientales en el largo plazo. En conclusión, la conservación en tierras privadas demuestra que sí es posible desarrollar el medio rural en armonía con la naturaleza, convirtiéndose en un modelo de ordenamiento territorial y manejo de recursos naturales, que brinda alternativas de desarrollo sostenible. La reglamentación de la figura de RNSC y de la zonificación de usos del suelo en las escrituras del predio es una herramienta que fortalece el ordenamiento efectivo del territorio con la participación de la sociedad civil.

TRABAJOS PRESENTADOS EN CARTELES

FORMULACIÓN DE PROYECTOS DE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA PARA SIETE RESERVAS FORESTALES PROTECTORAS EN EL GUAVIO

Lorena Bolívar, Patricia Ortiz, Astrid Cruz

*Consorcio Consultores Guavio - Corporación Autónoma Regional del Guavio
(CORPOGUAVIO)*

El estudio tuvo como objetivo el formular las estrategias de restauración ecológica para siete Reservas Forestales Protectoras, adquiridas por CORPOGUAVIO, en los municipios de Gachalá, Ubalá y Junín del departamento de Cundinamarca, Colombia, las cuales poseen ecosistemas altoandinos y de paramo, en alturas que varían entre 2600 y 3400 metros. Para la evaluación inicial se valoraron variables relacionadas con las condiciones biofísicas, la oferta ambiental, el potencial biótico y el potencial sociodinámico; además de establecer los factores limitantes y tensionantes. Se establece con base en dicho análisis, que el potencial de restauración es alto, sin embargo, se evidencian restricciones a la implantación de especies como las altas pendientes y las condiciones de estructura y fertilidad del suelo. Los proyectos formulados contemplan entonces, el enriquecimiento con especies nativas y la implementación de prácticas silviculturales; recomendando especies que sean resistentes a suelos compactados y que brinden nutrientes al suelo, estableciéndose de manera que conecten gradualmente fragmentos de bosque andino.

LOS MODELOS CONCEPTUALES. UN ELEMENTO CLAVE EN LOS PROYECTOS DE RESTAURACIÓN: CASO DE ESTUDIO QUEBRADA HOYA DEL RAMO, PARQUE ENTRE NUBES

Natasha Garzón, Carolina Moreno, Sandra Contreras, José Ignacio Barrera Cataño

*Escuela de Restauración Ecológica (ERE). Unidad de Ecología y Sistemática (UNESIS);
Departamento de Biología; Facultad de Ciencias; Pontificia Universidad Javeriana*

Este trabajo destaca la importancia de construir modelos conceptuales de las áreas a restaurar en los proyectos de restauración ecológica. En él se presenta la elaboración de un modelo conceptual para el entendimiento de los procesos de alteración, causados por la invasión de la especie *Pteridium aquilinum*, en un área de la quebrada Hoya del Ramo, ubicada en el Parque Ecológico Entre Nubes, localizado en el Distrito Capital. El estudio analiza las relaciones existentes entre los elementos que componen una comunidad vegetal no alterada y los cambios dados a partir del disturbio causado por la dominancia de una población de helecho (*Pteridium aquilinum*); la modelación se realizó mediante el programa de simulación Vensim PLE y un análisis de trayectoria del sistema. Se determina que el aumento en la diversidad del sistema, permitirá un aumento en las interacciones y en la estratificación, mientras que disminuye la dominancia de la especie invasora, permitiendo así acelerar el proceso de sucesión natural.

PROCESOS DE RESTAURACIÓN NATURAL PASIVA EN ZONAS DE ALTA PRESIÓN HISTÓRICA DEL PARQUE NACIONAL NATURAL SIERRA NEVADA DE SANTA MARTA

Borish Cuadrado, Eduardo Pacheco, Jhon Cantillo

PNN Sierra Nevada de Santa Marta

El Plan de Manejo del PNN Sierra Nevada de Santa Marta, situado al norte de Colombia, plantea la estrategia de restauración ecológica como línea operativa fundamental. En este sentido se prioriza el corredor de vegetación Mar Caribe-Nevados del sector Don Diego Palomino, en el flanco norte del macizo, por ser una zona históricamente alterada debido al establecimiento de cultivos ilícitos, particularmente por debajo de los 600 metros de altitud. Después de haberse dado la erradicación manual y el abandono de cultivos, se inicia el seguimiento del proceso de recuperación natural, efectuándose un inventario florístico en un área abandonada con un cultivo de coca (*Erythroxylon coca*) de aproximadamente tres años, con el fin de determinar el potencial de recuperación del ecosistema a partir de la Restauración Pasiva, como mecanismo de facilitación de la sucesión natural. Los resultados indicaron la presencia de 22 especies entre precursoras leñosas e inductoras preclimácicas, de los géneros *Ochroma*, *Miconia*, *Inga*, *Cecropia*, *Isertia*, *Trema*, *Cupania*, *Luehea*, *Ficus*, *Clidemia*, *Piper*, *Lantana*, *Ricinus*, *Bellucia*, *Cordia*, *Aegiphila*, *Didimopanax*, *Gonzalagunia*, *Guazuma*, *Carludovica* y *Attalea*. Junto con una especie hemiparásita del género *Phoradendron*, que ataca directamente a las plantas de coca. Según los autores la amplia diversidad de géneros encontrada, puede estar indicando una buena respuesta de la regeneración natural en terrenos afectados por este tipo de monocultivos, recomendándose sin embargo, la continuación del seguimiento.

PROPAGACIÓN DE ESPECIES DE ALTA MONTAÑA COMO APOYO A PROCESOS DE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA EN EL PARQUE NACIONAL NATURAL EL COCUY

Fabio Uriel Muñoz Blanco, Víctor Raúl Buitrago, Jorge Raúl Carvajal,
Libardo Caballero Cristancho, Omar Elicio López, Joaquín Mauricio Valderrama

Dirección territorial Norandina, Unidad de Parques Nacionales Naturales

El PNN El Cocuy situado al oriente de la cordillera oriental colombiana, en los departamentos de Boyacá, Arauca y Casanare, posee zonas de páramo y superpáramo por encima de los 4700 metros de altitud, con problemas de extracción de material vegetal, pastoreo extensivo, quemadas, avance de la frontera agropecuaria e introducción de especies vegetales de otros tipos de ecosistemas como alisos y pinos; lo que ha generado la potrerización y el desvío de los procesos sucesionales. Bajo este panorama en 1997, se inician ensayos de propagación de material vegetal de páramo y superpáramo, con el fin de contar con material vegetal para acciones de repoblamiento, vinculando a la comunidad de los municipios aledaños y a guarda parques voluntarios, financiados a través de recursos de La Unidad de Parques Nacionales Naturales, el Proyecto Uso y Conservación de la Biodiversidad en los Andes Colombianos (GEF ANDES) y CORPOBOYACÁ. Produciéndose hasta el momento alrededor de 100.000 plantas de 15 especies, entre las que se cuentan *Draba litamo*, *Draba arauquensis*, *Senecio sp*, *Valeria sp*, *Lupinus sp*, *Espeletia lopesii*, *Espeletia cleefii*, *Polilepis cuadriflora*, *Vallea stipularis* y *Escalonia mirtiloides*; e implementándose tres proyectos de restauración y tres viveros de bosque andino y altoandino.

HACIA LA REGLAMENTACIÓN DEL USO Y APROVECHAMIENTO DE LOS RECURSOS PESQUEROS COMO MECANISMO PARA LA RESTAURACIÓN DE ECOSISTEMAS ACUÁTICOS EN EL PARQUE NACIONAL NATURAL OLD PROVIDENCE MCBEAN LAGOON, PROVIDENCIA ISLA COLOMBIA

Marcela Cano, Vanburen Ward, Santiago Posada

Parques Nacionales Naturales de Colombia

El PNN Old Providence McBean Lagoon, ubicado en el extremo nororiental de la Isla de Providencia, Colombia, presenta entre sus amenazas a los objetos de conservación, la extracción de recursos pesqueros por parte de pescadores artesanales, comerciales y de subsistencia, en su mayoría de origen raizal; siendo de esta manera el objetivo del trabajo la búsqueda de acuerdos para el manejo y uso reglamentado de los recursos pesqueros, que permita la recuperación de poblaciones y la restauración de hábitats y ecosistemas afectados. Los logros obtenidos en el tema se basan en los avances conceptuales y de legislación nacional en torno al uso de los recursos naturales por parte de minorías étnicas, asociadas a áreas protegidas. El estudio realiza un

diagnostico pesquero a través de la metodología del Sistema de Información Pesquera de INVEMAR - SIPEIN, estableciendo información referente al número de pescadores, de embarcaciones, métodos de pesca, volúmenes de captura, esfuerzo pesquero y especies capturadas, con datos de información biológica por especie; permitiendo así, adelantar un proceso de análisis y concertación con las comunidades, tendiente a definir la reglamentación de uso de las faenas de pesca dentro del parque. Llegando a consensos en cuanto al uso y manejo de especies como *Strombus gigas*, *Panulirus argus*, *Epinephelus striatus*, *Mycteroperca bonaci*, *Lachnolaimus maximus*, *Scarus guacamaia*, *Scarus coeruleus* y *Sparisoma viride*, a través de reglamentaciones en cuanto a vedas espaciales y temporales, tallas de captura, zonas de recuperación e intangibles, artes y métodos permitidos.

ANÁLISIS ESPACIAL DE LA PRESIÓN POR PESCA, EN EL PARQUE NACIONAL NATURAL TAYRONA, COMO HERRAMIENTA PARA LA IMPLEMENTACIÓN DE PROCESOS DE RESTAURACIÓN DE ECOSISTEMAS ACUÁTICOS

Héctor Viloria Martínez, Wilson Blanco Ortiz, Cesar García Llano
Parques Nacionales Naturales Territorial Caribe, PNN Tayrona

El PNN Tayrona, localizado en el departamento del Magdalena, al nororiente de la ciudad de Santa Marta, Colombia, identifica entre sus mayores amenazas la presión por el aprovechamiento del recurso pesquero, lo que genera fuertes perturbaciones sobre las especies y los ecosistemas. Bajo este panorama y de acuerdo con la estrategia de Restauración de Ecosistemas Acuáticos (REA) de Parques Nacionales Naturales, se ha adelantado un proceso de monitoreo para determinar el estado de conservación de los recursos acuáticos y validar de esta forma posibles acciones de manejo. Se establece entonces el esfuerzo pesquero y el número de capturas y tallas por artes de pesca, de las especies *Lutjanus synagris*, *Lutjanus analis* y *Ocyurus chrysurus*, identificando treinta zonas para las faenas de pesca, además de permitir el análisis de la proporción de longitudes de estas especies por debajo de la talla media de madurez; planteando de esta forma alternativas que permitan la renovación natural de las especies y proponiendo acciones de manejo tendientes a la protección de los recursos, como la reglamentación de aprovechamiento de los mismos.

SÍNTESIS

A escala nacional, se reconocen los avances en el desarrollo de la estrategia de restauración ecológica participativa del Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia, que cuenta con lineamientos técnicos, metodológicos, sociales y jurídicos para su implementación y que se fundamenta en la conservación in situ de los ecosistemas y los hábitats naturales, para el mantenimiento y recuperación de poblaciones viables de especies en su entorno natural. En la definición de la conservación in situ se hace referencia a la preservación, restauración, uso sostenible y conocimiento de la biodiversidad, en donde se reconoce la restauración como una dimensión de la conservación y sus objetivos se relacionan con la preservación o con el uso sostenible. En este sentido, la estrategia de restauración ecológica constituye una respuesta de manejo para las áreas protegidas del Sistema de Parques Nacionales Naturales y se enmarca en la política de participación social en la conservación.

El ejercicio de priorización de áreas para la conservación adelantado en Colombia y liderado por Parques Nacionales Naturales para el SINAP, permite identificar, priorizar y orientar procesos de restauración ecológica en los diferentes ecosistemas del país, siendo esta una herramienta importante de decisión para los entes territoriales y autoridades ambientales regionales y nacionales, aportando así al mejoramiento de la representatividad ecosistémica y por lo tanto a los indicadores de sostenibilidad ambiental del país.

Durante el desarrollo del simposio se realizó un recorrido por diferentes ecosistemas del país, evidenciando el riesgo ocasionado por las diferentes presiones a las que se encuentran sometidos. En los ecosistemas terrestres las presiones se relacionan principalmente con la actividad agropecuaria no sostenible, las quemadas y la extracción de los recursos naturales, como lo presentaron las experiencias de los Parques Nacionales Naturales Pisba, Tamá, Farallones, Nevados y Munchique, en cuyos casos los procesos de restauración ecológica se adelantan con la participación de actores sociales e institucionales tanto al interior, como en las zonas de influencia de dichas áreas protegidas. Es evidente en estos casos la relevancia de la participación comunitaria tendiente a la definición de acuerdos de manejo y uso, en el marco jurídico de las áreas protegidas; igualmente la reglamentación del uso del suelo en las Reservas Naturales de la Sociedad Civil, complementa los esfuerzos de conservación en Áreas Protegidas del Estado y se convierte en un modelo de ordenamiento territorial y manejo de recursos naturales, que brinda alternativas de desarrollo sostenible.

En relación a las herramientas de restauración expuestas se presenta con éxito la generación de conectividades dentro de las áreas protegidas y entre estas y remanentes de vegetación natural en sus áreas de influencia, en el marco del ordenamiento ambiental del territorio, como lo exponen las experiencias desarrollada en la microcuenca del río San Pedro, área de influencia del Parque Nacional Natural Alto Fragua Indi Wasi, buscando así la conformación de corredores biológicos locales y regionales a nivel SIRAP.

Partiendo del análisis de las experiencias presentadas se recomienda la conformación de espacios interinstitucionales, interdisciplinarios e interculturales de investigación y capacitación sobre temas de restauración ecológica, como parte de las estrategias para la conservación; la valoración de las áreas protegidas como fuentes de recursos biológicos para el apoyo de los trabajos de restauración en el entorno regional; la aceleración de la regeneración natural en áreas afectadas por ocupaciones ilegales y cultivos ilícitos, con lo cual se ayuda a prevenir la reincidencia de estos fenómenos; la propuesta de acciones de manejo tendientes a la protección de los recursos, como la reglamentación para su aprovechamiento; la aplicación de esquemas de monitoreo de las implementaciones de restauración, que permitan validar la estrategia en las áreas protegidas.

Los propósitos de conservación de la naturaleza, especialmente de la diversidad biológica, se pueden alcanzar mediante diversas estrategias que aportan a su logro, como la restauración ecológica, constituyéndose en una prioridad nacional y una tarea conjunta en la que deben concurrir las autoridades ambientales, los entes territoriales, los actores públicos y sociales, así como los sectores y gremios que hacen uso y aprovechamiento de la diversidad biológica y sus servicios ambientales derivados.



SIMPOSIO RESTAURACIÓN DE ECOSISTEMAS ANDINOS

38. POTENCIAL DE REGENERACIÓN DEL BANCO DE SEMILLAS GERMINABLE DE UN BOSQUE SUBANDINO: IMPLICACIONES PARA LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA (RESERVA BIOLÓGICA CACHALÚ – SANTANDER, COLOMBIA)

Angélica Cardona-Cardozo¹ y Orlando Vargas-Ríos²

¹Ingeniera Forestal. Universidad Distrital “Francisco José de Caldas”
Grupo de Restauración Ecológica Universidad Nacional de Colombia
angelicardonaca@yahoo.com

²Profesor Dpto. de Biología. Grupo de Restauración Ecológica Universidad Nacional de Colombia
jovargasr@unal.edu.co

RESUMEN

En dos sitios de un bosque subandino con diferente estado sucesional (bosque maduro y secundario), ubicados en predios de la Reserva Biológica Cachalú (Encino-Santander), propiedad de la Fundación Natura, se caracterizó el tamaño y composición del Banco de Semillas Germinable (BSG), con el fin de evaluar la importancia del BSG dentro del proceso de sucesión y regeneración natural de este tipo de ecosistemas. Inicialmente se determinó el volumen mínimo de suelo representativo para el muestreo de caracterización del BSG, para lo cual se extrajeron muestras de suelo con un incremento constante de 1.000 cm³ hasta 5.000 cm³, tomándose tres replicas por cada volumen, las muestras se tomaron distribuidas cada 5 m, a lo largo de un transecto de 30 m y hasta una profundidad de 10 cm; el suelo fue extendido sobre camas de germinación dentro de invernadero, por periodo de un mes, durante el cual se expuso a condiciones ambientales ideales de luz, temperatura y riego, para permitir la germinación de las semillas contenidas dentro del mismo; los datos obtenidos se evaluaron mediante gráficas de especies-volumen y abundancias-volumen para determinar el volumen mínimo requerido; dando como resultado un volumen mínimo de suelo de 3.800 cm³ con el cual se puede obtener tanto el mayor número de individuos como de especies. Posteriormente, se procedió a realizar el muestreo para la caracterización del BSG, tomándose en cada sitio a evaluar muestras de suelo a lo largo de cuatro transectos de 10 m. de longitud, dispuestos en zig-zag con un ángulo de 45°, a partir del vértice de los transectos y cada tres metros se localizaron puntos de muestreo, en los cuales se colectaron tres subunidades muestrales de 10 cm de profundidad, conformando una unidad muestral de 3.981 cm³; el suelo extraído se distribuyó en bandejas de icopor dentro de un invernadero permitiendo la exposición a condiciones de temperatura, luz y humedad adecuadas para la germinación de las semillas, además de evitar la contaminación por lluvia de semillas; semanalmente se registraron las plántulas germinadas, durante un periodo de seis meses, después del cual no se presentó la germinación de ningún individuo. En total en el banco de semillas de los dos sitios muestreados germinaron 1.642 plántulas, distribuidas en 67 especies, pertenecientes a 26 familias y 38 géneros, el mayor número de plántulas se registró en el BSG del bosque secundario con 908 individuos, mientras que en el bosque maduro se encontraron 734 individuos. Las especies con densidades mayores para el bosque maduro fueron *Cestrum tomentosum*, *Cecropia telealba* y *Cecropia angustifolia*; para el secundario las especies dominantes fueron *Clethra fagifolia*, *Tibouchina lepidota*, *Cecropia telealba* y *Sabicea coccocypselum*. No se encontraron diferencias significativas en el BSG de los dos sitios estudiados, en cuanto a la diversidad, tamaño y composición; los dos sitios son muy similares en cuanto a la composición de especies del BSG; y no existe ninguna relación entre el BSG y la cobertura de la vegetación en pie, en ninguno de los dos sitios estudiados. El BSG encontrado en los sitios estudiados es bastante significativo por su tamaño y diversidad, la densidad del BSG encontrada en el bosque maduro es superior a la reportada por otros estudios para los bosques maduros tropicales. El estudio permite determinar la adecuada expresión del BSG al exponerse a los factores ambientales que estimulan la germinación de semillas dormantes, descritos por muchos autores (Grime 1989, Fenner 1995, Baskin & Baskin 1989), lo cual es de suma importancia en casos donde la disponibilidad de propágulos que inicien la sucesión vegetal, es una limitante en la restauración ecológica, ya que muchas especies pioneras están disponibles en el suelo de bosques maduros y de sucesión avanzada como se constató en este estudio.

Palabras clave: Bosque subandino, Banco de semillas germinable, Sucesión vegetal, Restauración ecológica.

INTRODUCCIÓN

La probabilidad de persistencia de una especie depende en gran medida de la densidad y distribución de los propágulos, además de la disponibilidad de sitios adecuados para la germinación y establecimiento. Como estrategia las semillas que no germinan después de ser dispersadas, entran a formar parte de los bancos de semillas, hasta cuando se presentan las condiciones adecuadas para su germinación, pierden su viabilidad o son predadas (Fenner 1995, Sorzano 2001).

Se define el banco de semillas, como la agregación de semillas no germinadas, viables presentes sobre o dentro del suelo o asociadas con la hojarasca y el humus, potencialmente capaces de remplazar plantas adultas, que pueden ser anuales, muriendo en forma natural o no, o perennes susceptibles de morir por enfermedad, disturbio o consumo por animales incluido el hombre (Baker 1989, Simpson *et al.* 1989). El Banco de Semillas Germinable (BSG), hace referencia a las semillas del suelo que se expresan rápidamente al momento de presentarse las condiciones adecuadas para su germinación; de esta manera, la vegetación inicial después del disturbio estará determinada por la composición del banco de semillas, que puede ser muy diferente de la vegetación predisturbio (Baker 1989), ya que este contiene diversas especies, genotipos y fenotipos que proporcionan una variedad de respuestas en la sucesión (Simpson *et al.* 1989, Leck *et al.* 1989, Grime 1989).

La entrada de semillas al suelo es determinada por una variedad de factores, que incluyen la dispersión y las características físicas de las semillas como, tamaño y forma, que determinan a su vez la probabilidad de enterramiento (Leck *et al.* 1989, Grime 1989). Por otro lado, la longevidad o persistencia en el banco de semillas depende de las propiedades fisiológicas que controlan la germinación, como la maduración tardía, requerimientos de luz, repuesta a las fluctuaciones de temperatura y dormancia inducida por el dosel; y de las defensas químicas y físicas de las semillas contra la presencia de depredadores y patógenos; además de las condiciones y cambios ambientales (Garwood 1989, Thompson *et al.* 1998, Leck *et al.* 1989, Grime 1989, Baskin & Baskin 1989). De esta forma, los bancos de semillas pueden ser transitorios, con semillas que germinan en el transcurso de un año desde la dispersión inicial; o persistentes, con semillas que se mantienen viables en el suelo por más de un año (Simpson *et al.* 1989, Thompson *et al.* 1998).

En general tres propiedades de la semilla son requeridas para que una especie forme BSG: un método de enterramiento activo o pasivo, un mecanismo de dormancia que prevenga la germinación a profundidad y la habilidad para detectar y responder a la germinación relacionada con la probabilidad de establecimiento (Fenner 1995). Igualmente, se consideran tres factores que estimulan la germinación de las semillas contenidas en el BSG: niveles de luz diferentes a aquellos que experimentan bajo el dosel, fluctuación amplia de temperaturas y liberación de nitratos y otros químicos, asociada con el disturbio del suelo (Grime 1989, Fenner 1995).

El surgimiento de nuevos individuos de algunos árboles tropicales, en su mayoría de especies de estados sucesionales tempranos, depende en parte de un banco de semillas que pueda permanecer latente en el suelo hasta que se den las condiciones favorables para que ocurra su germinación y establecimiento (Garwood 1989, Quintana-Ascencio *et al.* 1996). Sin embargo, en el trópico son pocos los estudios que se han realizado sobre restauración ecológica y sus estrategias, como lo es el Banco de Semillas Germinable (BSG) del suelo (Meli 2003); específicamente en el país estos se han enfocado hacia los ecosistemas altoandinos y páramos, debido a su fragilidad y a la necesidad de acciones rápidas para su preservación, trabajos como los de Jaimes y Rivera (1990), quienes investigaron el comportamiento del banco de semillas germinable con la profundidad y la composición florística respecto a la vegetación circundante; Ochoa (1994), quien estudió el banco de semillas y los aspectos ecofisiológicos de la germinación de *Espeletia grandiflora*; Posada y Cárdenas (1999), que investigaron el papel del banco de semillas en la regeneración del páramo en comunidades con diferente intensidad de disturbio por quemadas y pastoreo; Jaimes (2000), quien estudio el banco de semillas en seis etapas sucesionales analizando los cambios en diversidad y densidad así como en su composición y similitud con la vegetación en pie; y Olaya (2000), que investigó el efecto de borde sobre la composición del banco de semillas en un bosque altoandino; han dado a conocer la existencia e importancia del BSG en este tipo de ecosistemas.

Los BSG juegan un papel importante en el mantenimiento de la vegetación, restauración y manejo diferencial de especies. Después de un disturbio severo las plantas reclutadas a partir de los BSG pueden proveer protección contra la erosión y pérdida de nutrientes del suelo, además de ayudar en la estabilización del ecosistema (Quintana-Ascencio *et al.* 1996, Tekle & Bekele 2000); como se evidencia en la regeneración post-quema dada por semillas que están dormantes en el suelo y son estimuladas por el fuego para su germinación (Vargas - Ríos 1997). Sin embargo, los BSG de ecosistemas maduros tropicales presentan poca correlación con la vegetación en pie, la dominancia de algunas especies de la vegetación, no condiciona la presencia de las mismas en el banco de semillas, ratificando que los bancos de semillas son el reflejo de la memoria ecológica sucesional, por lo que el banco tiende a contener más especies de estados sucesionales previos que de la vegetación actual (Montenegro 2000, Olaya 2000).

En la Restauración Ecológica el BSG se considera una estrategia para acelerar el proceso de sucesión natural de la vegetación (Zimmerman *et al.* 2000, Holl *et al.* 2000, Wijdeven & Kuzze 2000), donde el BSG contribuye a través de la utilización de suelo donado de hábitats bien conservados, para el establecimiento rápido de una vegetación rica en especies nativas y adaptadas a las condiciones locales, incrementando el número de semillas de estas especies en sitios con baja disponibilidad en comunidades altamente disturbadas (Van der Valk & Pederson 1989, Zimmerman *et al.* 2000, Sorzano 2001, Guariguata 2002), igualmente, el estudio del BSG permite la predicción de la sucesión y por lo tanto el direccionamiento de la misma. En el país la región andina, debido a su alta densidad poblacional, la presión sobre el recurso tierra y la falta de sustitutos energéticos, es la zona más deforestada (Cavelier *et al.* 2001), no obstante, los bosque andinos son ecosistemas que contienen gran parte de la biodiversidad mundial (Gentry 2001, Hamilton 2001, Cavelier *et al.* 2001); por lo tanto, se hace necesario dirigir esfuerzos hacia la conservación, manejo sostenible y restauración de estos ecosistemas.

La presente investigación es un esfuerzo en ese sentido, donde se caracterizó el BSG mediante el método de germinación y conteo de plántulas, identificando las especies presentes, y analizando la abundancia de individuos, la riqueza de especies y la diversidad; intentando dar respuesta a los siguientes interrogantes:

- ¿Cuál es el volumen mínimo de suelo a muestrear para obtener representatividad en el número de especies vegetales presentes en el BSG, en una comunidad de tipo subandino?
- ¿Cómo varía la riqueza y abundancia de las especies del banco de semillas germinable en los diferentes estados sucesionales?
- ¿Cómo varía la densidad de las especies encontradas en el BSG en los dos estados sucesionales?
- ¿Existe alguna correlación entre el BSG y la vegetación en pie en los diferentes estados sucesionales?
- ¿Cuáles son las especies arbóreas encontradas en el BSG que se comportan como pioneras después de un disturbio?

MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDIO

La Reserva Biológica Cachalú, es una Reserva de la Sociedad Civil perteneciente a la Fundación Natura; se localiza en la vereda La Chapa, al sur-occidente del municipio del Encino, ubicado al sureste del Departamento de Santander (Colombia); sobre la vertiente oriental de la cordillera Oriental, en lo que localmente se denomina la cordillera de la Rusia. La Reserva comprende 1.300 hectáreas y hace parte del área de amortiguación del Santuario de Fauna y Flora Guanenta - Alto Río Fonce, además de integrar un corredor biológico de la única especie de *Quercus* que habita en los andes colombianos. En La Reserva se identifican tres tipos de coberturas, el bosque natural, que posee la mayor extensión y el cual presenta dos estados sucesionales, correspondientes a bosques maduros y bosques secundarios avanzados; los rastrojos altos, dominados principalmente por *Pteridium aquilinum* y las zonas de pastizal, con una menor extensión (Villarreal 1995, Fundación Natura 2002). Los dos sitios de muestreo se ubicaron en un:

Bosque Maduro: localizado aproximadamente a 5 kilómetros desde el centro de investigaciones de la Reserva, a los 06° latitud N y 73° longitud W y a una altitud de 1.700 m. Este sitio se encuentra en el límite entre la Reserva Biológica Cachalú y el Santuario de Fauna y Flora Guanenta-Alto Río Fonce. Se estableció este bosque como maduro por presentar características florísticas que así lo evidencian, como el tipo de vegetación, altura y DAP de los individuos, además del testimonio de habitantes de la región que aseguran no haberse presentado extracción maderera en este lugar debido a lo distante y a las características del terreno. El sitio se ubicó a 10 metros del margen derecho de la quebrada La Rusia, sobre un terreno plano, circundado por laderas y filos de montañas; el bosque presenta un dosel continuo con un sotobosque más o menos denso, las especies arbóreas dominantes comprenden *Quercus humboldtii*, *Ruagea glabra*, *Psamisia falcata*, *Myrcianthes* sp., *Euphorbiaceae* sp., *Spondias* sp., *Aniba robusta*, *Cyathea cara*, *Billia rosea*, *Hedyosmum* sp., el epifitismo es muy alto, especialmente de orquídeas, bromelias, anturios, helechos y ericáceas..

Bosque Secundario: localizados a 15 m. al lado izquierdo de la torre de observación de la Reserva, entre los 06° latitud N y 74° longitud W y a una altitud de 1.860 m. Este corresponde a un bosque secundario tardío que ha estado en regeneración por más de veinte años, después de ser intervenido con entresaca selectiva de maderas finas (Fundación Natura 2002). El sitio presenta un relieve de escasa pendiente; las especies presentes son similares a las del bosque maduro pero con mayor presencia *Licaria* sp., *Psychotria* sp., *Ilex* sp., *Cyathea tryonorum*, *Brunellia acutangula*, *Matayba* sp., *Clusia* sp., *Schefflera bogotana*, *Anthurium nymphaefolium*, *Blakea* sp., *Oreopanax* sp., *Dendropanax arboreus* y *Chusquea* sp.

DETERMINACIÓN DEL VOLUMEN MÍNIMO DE MUESTREO

Se realizó un premuestreo en cada uno de los sitios a evaluar, extrayendo volúmenes de suelo con un incremento constante de 1.000 cm³ hasta 5.000 cm³, tomando tres replicas por cada volumen. Todas las muestras se tomaron hasta una profundidad de 10 cm y distribuidas cada 5 m. a lo largo de un transecto de 30 m de longitud. Las muestras de suelo fueron trasladadas a la ciudad de Bogotá, al invernadero de la Universidad Distrital (Sede Venado de Oro), donde se extendió el suelo sobre camas de germinación, distribuidas según volumen y replica; por periodo de un mes las muestras de suelo se expusieron a condiciones ambientales ideales de luz solar, temperatura y riego, para permitir la germinación de las semillas contenidas dentro del mismo; durante este tiempo se contaron semanalmente e identificaron por morfoespecie todas las plántulas germinadas.

Para el análisis de los datos se promediaron los registros de abundancia absoluta y riqueza, obtenidos en cada una de las réplicas de los volúmenes muestreados y a partir de estos se realizaron gráficas de especies-volumen y abundancias-volumen, para determinar el volumen mínimo requerido, ya que este se define como la superficie en la cual se logra el punto de inflexión de la curva o la estabilización de la misma (Matteuci & Colma 1982).

CARACTERIZACIÓN DEL BANCO DE SEMILLAS GERMINABLE

En cada sitio a evaluar se tomaron muestras de suelo a lo largo de cuatro transectos de 10 m. de longitud, los cuales se dispusieron en zig-zag, con un ángulo de 45°; a partir del vértice de los transectos, cada tres metros se localizaron puntos de muestreo, donde se colectaron tres subunidades muestrales de 10 cm de profundidad, lo más cercano posible una de otra, para la medición del volumen de suelo en campo, se empleó un cilindro metálico de 10 cm. de altura y 13 cm. de diámetro, con una capacidad de 1.327 cm³, las tres subunidades muestrales se unieron conformando una única unidad muestral de 3.981 cm³ por cada punto de muestreo (Figura 1). Al momento de coleccionar las muestras se retiró la capa de hojarasca y debido al gran volumen de raíces sin descomponer, se hizo necesario tamizar el suelo a través de un tamiz de ojo de malla de 5 mm.

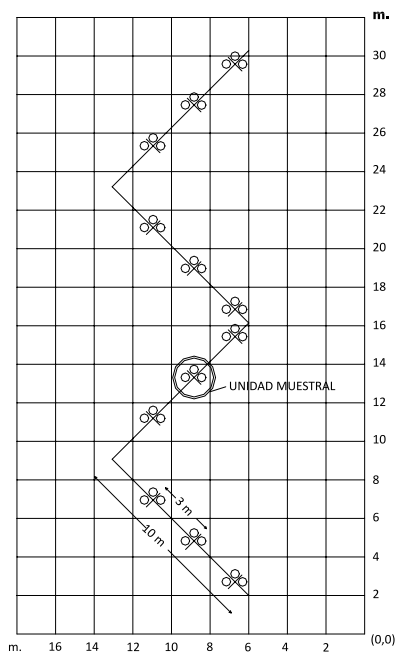


Figura 1. Modelo de los transectos para el muestreo del banco de semillas germinable.

El suelo se transportó al invernadero localizado contiguo al centro de investigaciones de La Reserva, donde se proporcionaban las condiciones ambientales adecuadas de temperatura, luz y humedad para la germinación de las semillas, allí se distribuyeron en bandejas de icopor utilizando un sustrato de 2 cm. de arena lavada de río, previamente esterilizada con agua hirviendo; el suelo se dispuso dentro de cada bandeja en una capa no mayor a 1 cm., para facilitar la germinación de las semillas allí contenidas. Las bandejas ubicadas sobre mesones de madera, se cubrieron con velo blanco, para evitar contaminación por lluvia de semillas y permitir la entrada normal de luz; adicionalmente, entre las bandejas de germinación se distribuyeron 20 bandejas de control con solo arena, para detectar contaminación por lluvia de semillas dentro del invernadero.

Semanalmente se registraron y marcaron las plántulas germinadas con banderitas rotuladas según la fecha de germinación, cuando estas desarrollaron sus hojas verdaderas fueron inicialmente clasificadas a nivel de morfoespecie (Quintana-Ascencio *et al.* 1996, Ricardi 1999) y retiradas de las bandejas para permitir la germinación de otras semillas, mínimo tres individuos por morfoespecie se trasplantaron, con el fin de identificarlas posteriormente a nivel de familia, género y especie. Concluidos seis meses no se presentó la germinación de ningún individuo, dando por terminado el registro. Las especies de difícil identificación, se buscaron en estado adulto en campo y se compararon con especímenes de vivero para su identificación.

El tamaño del BSG se evaluó a través de la abundancia y la densidad, la densidad se halló dividiendo la abundancia absoluta de la especie por el área de la unidad muestral, que se define como $3(3,1416)r^2$, ya que para la obtención de la muestra se extrajo suelo tres veces con el mismo cilindro, lo cual da un área de 0.04 m^2 para cada unidad muestral y de 0.48 m^2 en total por sitio.

Para el análisis de alfa diversidad se utilizaron los índices de riqueza, de abundancia y modelos de distribución de abundancias. Se emplearon los índices de riqueza de Margalef (DMg), calculado como una relación funcional entre el número de especies (S) y el número de individuos totales en la muestra (N), entendido como: $D_{mg} = (S-1)/\ln N$ (Magurran 1989, Moreno 2001); los índices de abundancia de Shannon-Wiener (H'), definido como: $H' = -\sum[(pi) (\log_2 pi)]$; y Simpson, entendido como $D = \sum(ni (ni-1) / N (N-1))$ (Magurran 1989, Margalef 1991); y los modelos de distribución de abundancias de serie logarítmica, distribución geométrica, distribución logarítmica normal y Palo Quebrado (Magurran 1989), para ello se realizaron gráficos de rango-abundancia, ordenando la abundancia absoluta por clases logarítmicas en base 2 y mediante pruebas de bondad de ajuste con chi-cuadrado χ^2 se estableció el modelo al cual se ajustaron los datos.

Para el análisis de beta diversidad se realizaron análisis de similitud, en cuanto a la composición de especies del BSG de los dos sitios estudiados, relacionando las especies comunes y diferentes, utilizando el coeficiente cualitativo de Sorensen, definido como: $C_s = 2j / (a+b)$ y el cuantitativo de Sorensen: $C_N = 2jN / (aN+bN)$ (Magurran 1989, Moreno 2001, Ludwig y Reynolds 1988). Con el índice de correlación de Pearson, se calculó la similitud o disimilitud entre la vegetación en pie y el BSG, a partir de los datos de abundancia, para el análisis se hicieron tablas de presencia-ausencia con las especies de la vegetación y el BSG, en cada sitio estudiado.

Se realizaron análisis con la prueba de t-Student, para determinar diferencias entre sitios con respecto a la abundancia de especies, densidad de especies y los índices de diversidad de Simpson y Shannon. Se realizó una prueba de chi-cuadrado χ^2 utilizando la corrección de Yates's, debido a las bajas abundancias de las especies, para determinar diferencias entre sitios a partir de las abundancias de las especies dominantes (Ludwig y Reynolds 1988). Las diferencias fueron consideradas estadísticamente significativas a un nivel de significancia del 5%.

RESULTADOS

VOLUMEN MÍNIMO DE MUESTREO

La gráfica de abundancia - volumen para el bosque maduro, indica que el volumen mínimo requerido para obtener el mayor número de individuos por muestra es de 3.800 cm^3 ; en comparación, la gráfica de riqueza - volumen indica que el número de morfoespecies máximo se da en los 3000 cm^3 por muestra (Figura 2a). Observando los resultados, se consideró adecuado adoptar el volumen dado por la curva de abundancia y no la de riqueza, ya que ésta última podría subestimar la abundancia en el BSG.

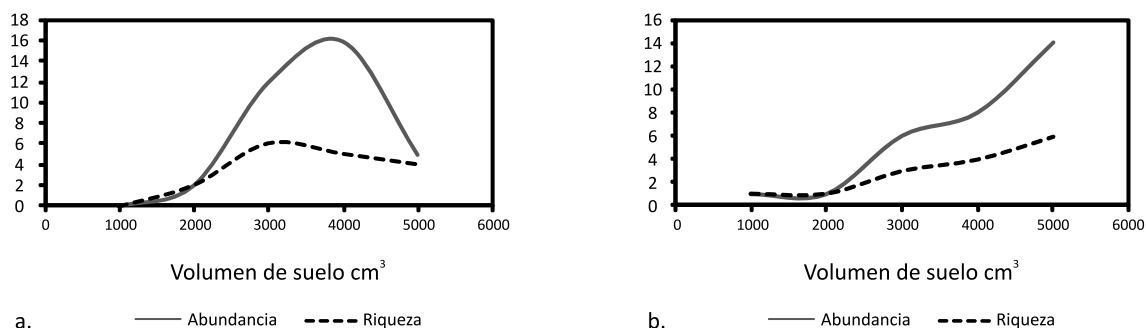


Figura 2. Gráfica de la abundancia y riqueza de especies en función del volumen de suelo del pre-muestreo para la caracterización del BSG del a) bosque maduro y b) bosque secundario.

Con los datos de las muestras del bosque secundario, no se encontró una tendencia de estabilización, ni un punto de inflexión tanto en la gráfica de abundancia – volumen, como la de riqueza – volumen, los datos presentaron un incremento hasta un máximo de 14 individuos y 6 morfoespecies, correspondiente a un volumen de 5.000 cm³ (Figura 2b). Por lo tanto, con estos resultados no es posible concluir un volumen mínimo con el cual se tenga la mayor representatividad del BSG, no obstante, se hace necesario tomar el mismo volumen de suelo encontrado para el muestreo del BSG en el bosque maduro, con el fin de permitir una comparación entre los dos estados sucesionales estudiados; por consiguiente, se asumió para el presente estudio un volumen mínimo de suelo de 3.800 cm³.

CARACTERIZACIÓN DEL BANCO DE SEMILLAS GERMINABLE

TAMAÑO DEL BSG

En total en el banco de semillas de los dos sitios muestreados germinaron 1.642 plántulas, distribuidas en 67 especies, pertenecientes a 26 familias y 38 géneros. Los datos de abundancia incluyen los individuos que no fue posible identificar a ningún nivel (indet.), ya que murieron antes de la aparición de los protofilos, estos individuos son incluidos por que influyen en la estimación del tamaño del BSG en los sitios estudiados. Cuatro especies quedaron como indeterminadas en el bosque secundario; mientras que en el bosque maduro dos morfoespecies permanecieron sin identificar. El mayor número de individuos y de especies se registró en el BSG del bosque secundario (Tabla 1), sin embargo, el análisis estadístico estableció que no existen diferencias significativas para los parámetros de abundancia y densidad ($t=0.685$, $p<0.05$, 123 g.l.) entre las muestras de los dos sitios estudiados.

Tabla 1. Número de familias, géneros, especies, abundancia y densidad, en cada estado sucesional estudiado.

	Bosque maduro	Bosque secundario
Familia	26	25
Género	38	36
Especie	59	66
Abundancia	734	908
Densidad (semillas/m ²)	1.529	1.892

COMPOSICIÓN DEL BSG

En los dos estados sucesionales la familia más dominante fue Asteraceae, seguida de Solanaceae y Rubiaceae (Anexo 1). Se encontraron diferencias significativas entre las especies dominantes en común en los dos estados sucesionales, a excepción de *Pennisetum* sp. ($X^2 = 0.042$, $p<0.05$, 1 g.l.); ratificando la dominancia de *Cestrum tomentosum* ($X^2 = 37.58$, $p<0.05$, 1 g.l.), *Cecropia telealba* ($X^2 = 9.57$, $p<0.05$, 1 g.l.) y *Cecropia angustifolia* ($X^2 = 10.92$, $p<0.05$, 1 g.l.) en el BSG del bosque maduro; mientras que en el BSG del bosque secundario la dominancia fue de *Clethra fagifolia* ($X^2 = 44.48$, $p<0.05$, 1 g.l.), *Tibouchina lepidota* ($X^2 = 43.03$, $p<0.05$, 1 g.l.) y *Sabicea coccocypselum* ($X^2 = 29.31$, $p<0.05$, 1 g.l.) (Figura 3).

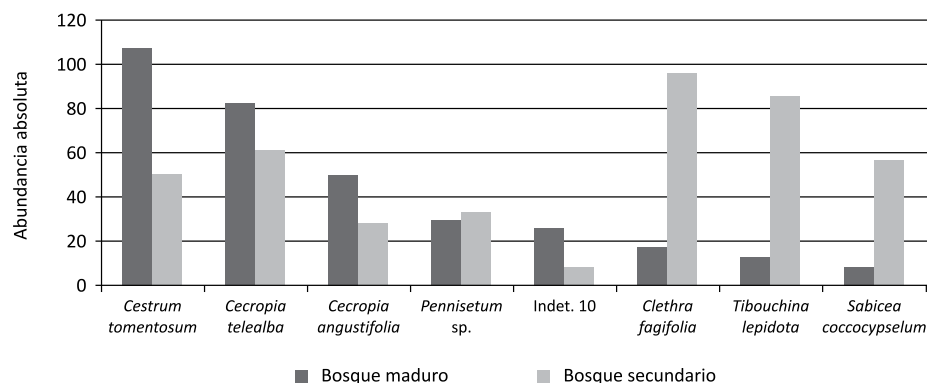


Figura 3. Relación de las especies dominantes en los dos estados sucesionales estudiados en función de su abundancia absoluta.

Las especies exclusivas en el BSG del bosque secundario fueron *Polygonum* sp., *Solanum* sp. 33., *Solanum nigrum*., *Solanum* sp. 43., *Baccharis decussata*., *Mikania* sp. 85., Indet. 76., Indet. 79.; para el bosque maduro *Hyptis capitata*, fue la única especie exclusiva.

En el BSG del bosque secundario las hierbas representan el mayor porcentaje, le siguen en orden descendente los árboles, los arbustos, las enredaderas y las epífitas con un único género. En el bosque maduro estos porcentajes varían, presentándose en primer lugar los árboles, seguidos de las hierbas, los arbustos, las enredaderas y las epífitas (Figura 4).

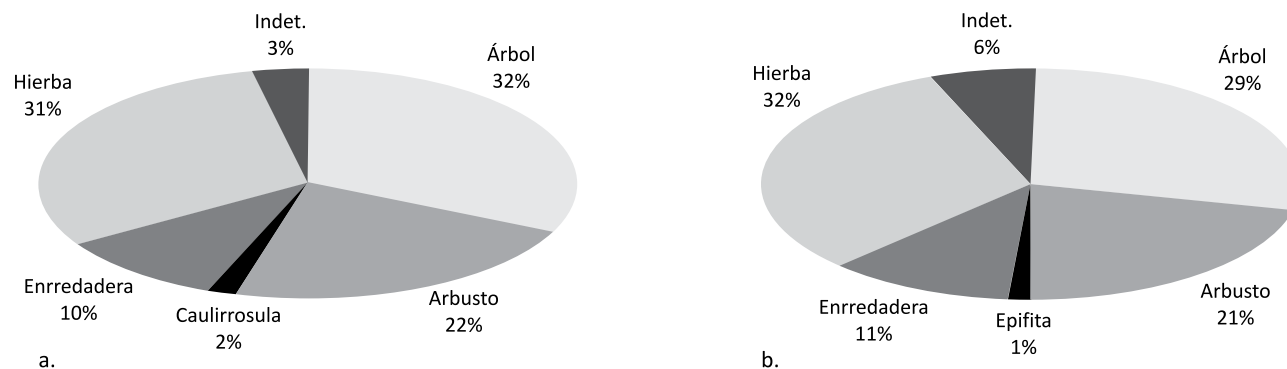


Figura 4. Porcentaje según el hábito de las especies del BSG en los dos estados sucesionales estudiados. a) bosque maduro y b) bosque secundario.

Entre las especies arbóreas, las tres especies del género *Cecropia*, que se encontraron en el BSG, están dentro de las primeras cinco más abundantes en los dos estados sucesionales. Para el bosque maduro además son importantes en términos de su abundancia *Guettarda sabiceoides*, *Clethra fagifolia*, *Myrsine coriacea*, *Tibouchina lepidota*, *Vismia baccifera*, *Viburnum cornifolium*, *Solanum* Sp 28., *Piper* sp. 70 y *Ficus* sp. 78. Para el bosque secundario la dominancia también está dada por *Clethra fagifolia*, *Tibouchina lepidota*, *Ficus* sp. 39, *Solanum* sp. 28., *Croton smithianus*, *Cordia cilindrostachya*, *Vismia baccifera*, *Vismia guianensis*, *Guettarda sabiceoides*, *Viburnum cornifolium* y *Myrsine coriacea* (Anexo 1).

Dentro de los arbustos las especies más dominantes en el BSG, para el bosque maduro fueron *Cestrum tomentosum*, *Rubus* sp., *Phytolacca dioica*, *Psidium guineensis*, *Ludwigia peruviana*, *Palicourea* sp., *Solanum quitoensis*, *Eupatorium* sp. y *Psidium guyanense*. Para el bosque secundario estas especies fueron *Cestrum tomentosum*, *Rubus* sp., *Palicourea* sp., *Solanum quitoensis*, *Psidium guineensis*, *Baccharis trinervis*, *Baccharis lehmannii*, *Psidium guyanense*, *Baccharis decussata*, *Ludwigia peruviana* y *Phytolacca dioica* (Anexo 1).

DIVERSIDAD DEL BSG

El bosque maduro ($X^2 = 0,13$, $p < 0,05$, 4 g.l.) se ajustó al modelo logarítmico normal, mientras que el bosque secundario no se ajustó a ninguno de los modelos analizados (Tabla 2) (Figura 5). La descripción del bosque maduro a través del modelo log normal indica que hay mayor número de especies con abundancias intermedias dentro del BSG, lo anterior también permite deducir que este sitio tiene una alta diversidad, donde la entrada de semillas al BSG sería de forma continua y diversa, mediante una gran variedad de agentes dispersores (Magurran 1989).

Tabla 2. Valores de probabilidad según prueba de X^2 para el ajuste a los modelos de distribución de abundancias.

	Serie geométrica	Serie logarítmica	Normal logarítmica	Palo Quebrado
Bosque Maduro	0	0	0.13 (4 g.l.)*	0.002
Bosque Secundario	0	0	0.015	0

*Valor significativo para una probabilidad de 0.05.

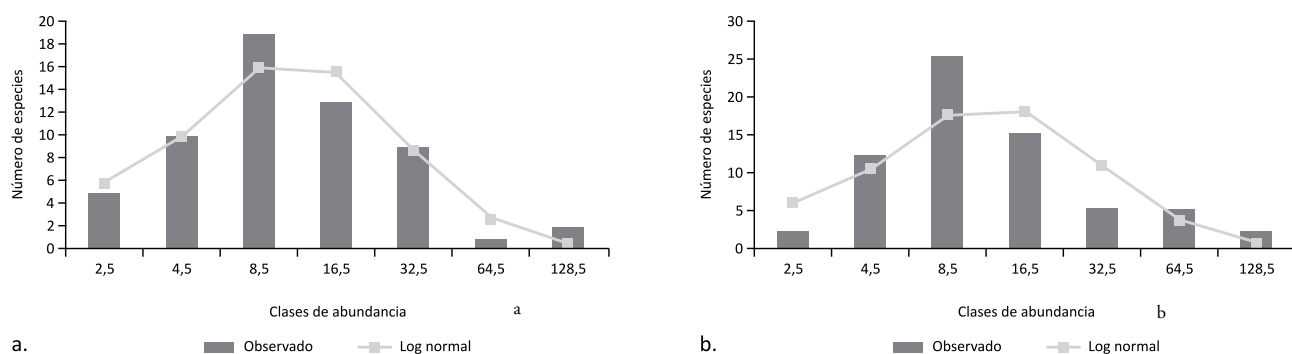


Figura 5. Gráficas de patrones de distribución de abundancias de las especies del BSG de los sitios estudiados. Se muestra el límite superior de las clases en Log_2 más 0.5, para evitar confusión en la asignación de las abundancias para cada clase. a) bosque maduro y b) bosque secundario.

Aunque el índice de Shannon- Wiener indica que el sitio más diverso es el bosque secundario, la diferencia con el bosque maduro es muy escasa, de tan solo 0.14 bits, lo cual se ratifica al no encontrar diferencias significativas ($X^2 = 0.577$, $p < 0.05$, 123 g.l.) entre los dos estados sucesionales en relación a este índice; el resultado concuerda con lo expuesto por Margalef (1991), quien asegura que en un ecosistema con condiciones normales, que se encuentre en la etapa madura de desarrollo, el índice se aproxima casi siempre a una diversidad de 5 bits (Tabla 3). Igualmente, el índice de Simpson ($X^2 = 0.654$, $p < 0.05$, 91 g.l.) no presenta diferencias significativas entre los dos estados sucesionales (Tabla 3), aunque demuestran el alto grado de diversidad de los dos sitios estudiados, éste es muy cercano a (1) uno, lo cual corresponde a la mayor diversidad. Según el índice de Margalef el sitio más diverso es el bosque secundario, debido principalmente a que éste es el que mayor número de especies presenta, es de anotar que este índice se basa en la riqueza de especies, lo que permite deducir el mayor grado de diversidad presentado por el bosque secundario.

Tabla 3. Valores de los índices de diversidad para los sitios estudiados.

Índices	Ecosistema	
	Bosque maduro	Bosque secundario
H' SHANNON	5.11	5.25
1/D SIMPSON	0.95	0.96
MARGALEF D_{Mg}	8.79	9.54

El coeficiente cualitativo de Sorensen (0.93), señala de igual manera que los dos sitios son muy similares en cuanto a la composición de especies del BSG. Por otro lado el cuantitativo de Sorensen (0.45), indica un grado de diversidad beta intermedio, lo cual puede deberse a que este índice es calculado con base en la abundancia de especies del BSG, la cual presenta una mínima diferencia entre sitios, en comparación con la riqueza de especies; lo anterior permite deducir para este estudio que el BSG de los sitios estudiados cambia en menor proporción en cuanto a su abundancia pero no en cuanto a la composición de especies a través de los dos estados sucesionales.

Según el coeficiente de correlación de Pearson no existe ninguna relación entre la abundancia del BSG y la de la vegetación en pie en ninguno de los dos sitios estudiados, para el bosque maduro el coeficiente fue de -0.14 y en el secundario de -0.05. Las tres especies comunes entre la vegetación en pie y el BSG en el bosque maduro, fueron *Myrsine coriacea*, *Palicourea* sp. y *Tibouchina lepidota*; en el bosque secundario las especies comunes fueron *Clethra fagifolia*, *Ficus andicola*, *Palicourea* sp. y *Viburnum cornifolium*.

DISCUSIÓN

El banco de semillas encontrado en los dos estados sucesionales estudiados corrobora lo expuesto por Grime (1989), quien dice que inclusive dentro de hábitats con una vegetación perenne cerrada, hay presencia de un número sustancial de semillas dormantes en el suelo. Igualmente, se puede considerar que las semillas encontradas en el BSG requieren de los factores descritos por diferentes autores, como cambios en las condiciones de luz, agua y temperatura, para estimular la germinación de las semillas contenidas en el suelo (Thompson 1987, Grime 1989, Fenner 1995, Baskin & Baskin 1989).

VOLUMEN MÍNIMO DE MUESTREO

Jaimes y Rivera (1990), en un estudio sobre el BSG de un bosque altoandino, evaluaron el volumen mínimo de muestreo, reportando 2.000 cm³ como el volumen de suelo representativo para esta comunidad; en comparación, el volumen hallado en el presente estudio para el bosque subandino es 1.800 cm³ mayor, esto puede estar relacionado con la diferencia en diversidad de las dos comunidades, ya que florísticamente el bosque subandino es más heterogéneo y diverso que el altoandino, lo cual se vería reflejado en el tamaño del BSG, y por lo tanto en el volumen mínimo representativo de la comunidad.

Los datos registrados durante el premuestreo para el bosque maduro, fueron suficientes para determinar un volumen mínimo de muestreo, mientras que para el bosque secundario los datos no lo fueron, esto pudo deberse a la diferencia en el tiempo de germinación de algunas de las especies dominantes en el BSG de los dos estados sucesionales estudiados, ya que como se constató en la caracterización del BSG, las dos especies más abundantes en el bosque secundario *Clethra fagifolia* y *Tibouchina lepidota*, empezaron a germinar tres meses y medio después de montado el ensayo, a diferencia del bosque maduro donde las especies más abundantes *Cestrum tomentosum*, *Cecropia angustifolia* y *Cecropia telealba*, empezaron a germinar desde la primera semana de iniciado el ensayo; por lo tanto, como la germinación de las semillas durante el premuestreo se monitoreó sólo durante un mes, este tiempo no sería suficiente para permitir la germinación de las especies más abundantes del bosque secundario, afectando así la estabilización de los datos. Por otro lado, la falta de estabilización en los datos del bosque secundario, no estaría relacionada con diferencias en la diversidad de los dos sitios estudiados, ya que los análisis determinaron que entre estos, no hay diferencias significativas en relación a su abundancia y riqueza.

CARACTERIZACIÓN DEL BANCO DE SEMILLAS GERMINABLE

TAMAÑO DEL BSG

Germinaron en total 1.642 plántulas en el BSG de los dos estados sucesionales evaluados, lo cual es similar a lo encontrado por Jaimes y Rivera (1990) para un bosque altoandino, quienes obtuvieron un total de 1.158 individuos germinados, pero bajo en comparación con lo encontrado en otros estudios en bosques altoandinos, donde Montenegro (2000), encontró un total de 15.484 individuos y Olaya (2000), reportó 3.521 individuos; en el páramo, los estudios reportan abundancias aun mayores en el BSG, Posada y Cardenas (1999), por ejemplo, reportó una abundancia de 16.390 plántulas; los datos anteriores permitirían deducir una tendencia en la abundancia del BSG de las diferentes comunidades vegetales con la altitud, observándose un aumento en la abundancia de individuos en comunidades a mayor altura, siendo más grandes, los BSG de comunidades de páramo que los de comunidades subandinas. Una relación inversa se presenta con la riqueza de especies, siendo el BSG de los bosques de tierras bajas, más ricos en especies que los de comunidades de páramo (Figura 6); como lo evidencian estudios en bosques altoandinos, donde Montenegro (2000), reportó 54 especies y Olaya (2000), 29 especies al interior de un bosque secundario, en el páramo, por su parte Posada y Cárdenas (1999), reporta una riqueza de 37 especies. Sin embargo, es necesario realizar estudios que sustenten la teoría, ya que este comportamiento puede deberse a diferencias en el volumen de suelo muestreado entre estudios, y al número y distribución de las muestras, lo cual a su vez depende del modelo de variación espacial de las especies en el banco de semillas (Thompson 1987, Gross 1990).

No obstante, la densidad presentó el mismo comportamiento que el descrito para la abundancia, ya que otros trabajos en comunidades a mayor altitud reportan abundancias más altas, en comparación con la hallada en el presente estudio (3421 semillas/m²); en comunidades altoandinas, Jaimes y Rivera (1990), hallaron 1.813 semillas/m² y Montenegro (2000), encontró 3.974 semillas/m²; en el páramo las densidades encontradas por Posada y Cárdenas (1999), fueron de 12.974 semillas/m².

Comparando el BSG de los dos estados sucesionales estudiados, no se presentó una variación significativa en el tamaño y composición, como se esperaba debido a su diferencia sucesional, ya que varios estudios sugieren que el BSG de los bosques maduros es mucho más pequeño y menos diverso, que los de comunidades sucesionales (Simpson *et al.* 1989, Garwood 1989, Rico & García 1986). Una de las razones de la semejanza del BSG de los dos estados sucesionales estudiados, puede ser la similitud en cuanto a la estructura de la vegetación de los bosques en pie en los dos sitios, lo que condiciona la dispersión y por lo tanto, en gran medida la composición y el tamaño del BSG. La similitud estructural de los dos estados sucesionales, se debería al tiempo de sucesión del bosque secundario (de más de 20 años) y a la baja intensidad de disturbio, la cual fue únicamente de extracción selectiva de maderas finas, permitiendo así el mantenimiento del BSG y la entrada de semillas al mismo, dispersadas desde la vegetación circundante. Por otro lado, la relación entre la abundancia de semillas del BSG y la edad de la vegetación en pie, es afectada por los atributos sucesionales de los parches de vegetación que los rodean y por la complejidad regional (Quintana-Ascencio *et al.* 1996), que para el caso del bosque maduro, es predominantemente de bosques secundarios y pastizales, lo que

permitiría la dispersión y entrada al BSG de gran cantidad de semillas de especies como *Cestrum tomentosum*, *Cecropia angustifolia* y *Cecropia telealba*, que son las especies dominantes en el BSG de este bosque, haciendo que la composición y tamaño del BSG del bosque maduro sea muy similar a la del bosque secundario.

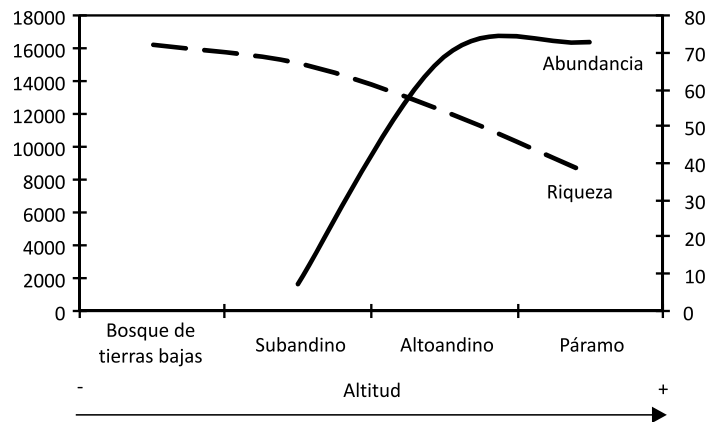


Figura 6. Tendencia de la abundancia y la riqueza del BSG según el gradiente altitudinal.

COMPOSICIÓN DEL BSG

La similitud en la composición de especies del BSG de los dos estados sucesionales estudiados, puede estar influenciada por la sucesión avanzada del bosque secundario, aunque presente un dosel menos cerrado y una densidad y altura de individuos menor a la del bosque maduro, su estructura vegetal si puede ser influyente en el tipo y cantidad de dispersión, de esta manera el bosque secundario estaría recibiendo las mismas especies dispersadas por zoocoria que entran al banco de semillas del bosque maduro.

Se presentaron más especies leñosas en el bosque maduro con un 54,2 %, en comparación al 50 % del bosque secundario, estos porcentajes revelan que la mitad de las especies encontradas en los dos estados sucesionales, son de especies arbóreas con potencial en la sucesión vegetal de este tipo de comunidades. Aunque la dominancia de cierto hábito dentro del BSG está muy asociado con el tipo de comunidad, el estado sucesional y el tipo e intensidad del disturbio, es importante señalar que una comunidad de bosque maduro como la estudiada, sin un aparente disturbio previo, posee una cantidad significativa de semillas de especies arbóreas pioneras, que otros hábitats han perdido, como por ejemplo, los pastizales y campos de cultivo, donde se encuentran más individuos de especies gramíneas que de especies arbóreas.

A pesar de lo anterior, ninguna de las especies leñosas encontradas en el BSG de los dos bosques estudiados, pertenecen a las especies de la vegetación en pie del bosque maduro, tales como *Quercus humboldtii*, *Psychotria aschersoniana*, *Hedyosmum translucidum*, *Billia rosea*, *Genipa americana*, *Inga* sp. y *Spondias* sp., lo cual se debería a que estas especies no tienen la capacidad de formar BSG, siendo generalmente semillas grandes, sin mecanismos de dormancia y corta viabilidad, o son predadas rápidamente después de ser dispersadas (Fenner 1995).

A diferencia del bosque secundario las especies con mayor abundancia en el bosque maduro son las dispersadas por zoocoría, tales como *Cestrum tomentosum*, *Cecropia telealba* y *Cecropia angustifolia*, lo que concuerda con otras investigaciones que han encontrado que la mayoría de las especies vasculares de los bosques maduros, son dispersadas por aves o mamíferos voladores (Kappelle & Brown 2001). En contraposición, en un bosque altoandino en Colombia Jaimes y Rivera (1990) reportaron a *Weinmannia tomentosa* (anemócora), como la especie más abundante en el banco de semillas, igualmente Montenegro (2000), encontró que las especies anemócoras son las más abundantes en el BSG, en este mismo tipo de comunidad; de esta manera, el tipo de dispersión estaría sujeto al tipo de comunidad en los bosques tropicales.

IMPLICACIONES DEL BSG EN LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA

Son muchas las implicaciones que tienen los BSG en la restauración ecológica de ecosistemas, ya que las especies que forma parte de éstos, son pioneras capaces de colonizar sitios degradados e iniciar el proceso de sucesión. Para el caso del BSG encontrado en los dos estados sucesionales estudiados, este representa la reserva de un gran potencial genético de especies leñosas, que la mayoría de los sitios disturbados han perdido y que difícilmente recuperarían de manera natural (Zimmerman *et al.* 2000)

Estos BSG pueden ayudar principalmente en sitios donde los factores limitantes de tipo biológico, causan retardo en la velocidad del proceso sucesional, tales como falta de semillas dispersadas naturalmente, alta predación de semillas, defoliación por insectos e invasión de malezas (Wijdeven & Kuzze 2000, Sorzano 2001, Guariguata 2002, Meli 2003), en estos casos técnicas como la donación de suelo de sitios mejor conservados, manejo de especies para ser utilizadas posteriormente en procesos de reforestación y direccionamiento de la sucesión a partir de BSG, pueden ayudar a la recuperación de la vegetación de acuerdo con la intensidad, magnitud, duración y frecuencia del disturbio previo y así obtener resultados con menos costos y en menor tiempo. En algunos casos los individuos provenientes de los BSG, podrían establecerse más fácilmente si son germinados en invernadero y posteriormente trasplantados a campo, que si son puestos a germinar directamente en el sitio a restaurar.

Según el alto grado de diversidad encontrado en los dos BSG estudiados, éstos tendrían el potencial genético suficiente para recuperar la diversidad perdida de sitios degradados en este tipo de ecosistema, en relativamente poco tiempo a través de la sucesión vegetal. Por otro lado, la composición de especies de un bosque maduro es mucho mas difícil de recuperar y el papel del BSG en este caso sería el de modificar las condiciones del medio con el fin de facilitar el arribo de las especies que hacían parte del ecosistema antes del disturbio.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la Fundación Natura por la financiación de este estudio y la facilitación para el desarrollo del mismo. A los encargados del herbario de la Universidad Distrital, por permitir la revisión de la colección de las muestras botánicas. Agradecimientos especiales a Carolina Roa, por la colaboración para la realización de esta investigación; al Ingeniero Forestal Gilberto Mahecha, por la indispensable ayuda en la determinación de las muestras botánicas. A José, Javier y Omaira por su valioso apoyo en la fase de campo. Y en general a todas aquellas instituciones y personas que tuvieron que ver directa o indirectamente en el desarrollo de la investigación.

LITERATURA CITADA

- Baker, H. G. 1989. Some aspects of the natural history of seed banks. En: M.A.P. Leck, V.T. Parker.; Simpson, R.L (Eds). Ecology of soil seed bank. San Diego, California. Academic Press; Inc., San Diego, California. Pp 9-21.
- Baskin, J. M. & C. C. Baskin. 1989. Physiology of dormancy and germination in relation to seed bank ecology. En: M.A.P. Leck, V.T. Parker & Simpson (Eds); Ecology of soil seed bank. Academic Press; Inc. San Diego, California, Pp 53-65.
- Cavelier, J., Lizcaino, D. & M. Pulido. 2001. Colombia. En: Maarten Kappelle & Alejandro Brown. (eds.) Bosques nublados del neotrópico. Instituto nacional de biodiversidad. INBio. Santo Domingo de Heredia, Costa Rica. Pp. 443-496.
- Fenner, M. 1995. Ecology of seed banks. En: Kigel, J. & Galili, G. (eds). Seed development and germination. Inc. New York.
- Fundación Natura. 2002. Plan de restauración ecológica en el corredor de bosques altoandinos de roble. Encino (Santander). Colombia. 45 p.
- Garwood, N. C. 1989. Tropical soil seed banks: a review. En: M.A. Leck; V.T. Parker & R.L. Simpson (Eds); Ecology of soil seed bank. Academic Press; Inc. San Diego, California. Pp. 149-209.
- Gentry, A. 2001. Patrones de diversidad y composición florística en los bosques de las montañas neotropicales. En: Maarten Kappelle & Alejandro Brown. (eds.) Bosques nublados del neotrópico. Instituto nacional de biodiversidad. INBio. Santo Domingo de Heredia, Costa Rica. Pp. 85-124.
- Grime, J. P. 1989. Seed bank in ecological perspective. En: M.A. Leck; V.T. Parker & Simpson (Eds). Ecology of soil seed bank. Academic Press; Inc. San Diego, California, Pp. xv-xxii.
- Gross, K. L. 1990. A comparison of methods for estimating seed number in the soil. Journal of ecology. 78: 1079-1093.
- Guariguata, M. R. 2002. Pautas conceptuales y metodológicas para la planificación, ejecución y monitoreo de faenas de restauración ecológica. CATIE, Costa Rica.
- Hamilton, L. S. 2001. Una campaña por los bosques nublados: ecosistemas únicos y valiosos en peligro. En: Maarten Kappelle & Alejandro Brown. (eds.) Bosques nublados del neotrópico. Instituto nacional de biodiversidad. INBio. Santo Domingo de Heredia, Costa Rica. Pp. 41- 50.

- Holl, K. D., Loik, M. E., Lin, E. H. & I. A. Samuels. 2000. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: Overcoming barriers to dispersal and establishment. *Restoration Ecology*. 8(4): 339-
- Jaimes, V. 2000. Estudio ecológico de una sucesión secundaria y mecanismos de recuperación de la fertilidad de un ecosistema de páramo. Tesis postgrado. Universidad de los Andes. Merida, Venezuela.
- Jaimes, V. & D. Rivera. 1990. Banco de semillas y tendencias en la regeneración natural de un bosque altoandino en la región de Monserrate (Cundinamarca, Colombia). Tesis de Grado. Universidad Nacional de Colombia. Bogota, Colombia.
- Kappelle, M. & A. Brown. 2001. Introducción a los bosques nublados del neotrópico: una síntesis regional. En: Maarten Kappelle & Alejandro Brown. (eds.) *Bosques nublados del neotrópico*. Instituto nacional de biodiversidad. INBio. Santo Domingo de Heredia, Costa Rica. Pp. 25-40.
- Leck, M. A., Parker, V. T. & R. L. Simpson (Eds). 1989. *Ecology of soil seed banks*. Academic Press; Inc. San Diego, California.
- Ludwig, J. A. & J. F. Reynolds. 1988. *Statistical ecology, a primer on methods and computing*. John wiley & sons. Estados Unidos. Pp.177.
- Magurran, A. E. 1989. *Diversidad ecológica y su medición*. Ed. Vedral. Barcelona España. Pp. 200.
- Margalef, R. 1991. *Ecología*. Ediciones Omega, Barcelona, España. Pp. 952
- Matteuci, S. & A. Colma. 1982. *Metodología para el estudio de la vegetación*. Secretaria General de la Organización de los Estados Americanos. Washington. D.C
- Meli, P. 2003. Restauración ecológica de bosques tropicales. 20 años de investigación académica. *Interiencia*. 28(10): 581-589.
- Montenegro, A. L. 2000. Estrategias de dispersión y regeneración por banco de semillas en dos comunidades de bosque alto andino. Bogota, Colombia. Tesis de grado. Universidad Nacional.
- Moreno, C. E. 2001. *Métodos para medir la biodiversidad*. Centro de investigaciones biológicas, Universidad Autónoma del estado de Hidalgo. México. Pp 83.
- Ochoa, K. 1994. Banco de semillas de *Espeletia grandiflora*. Tesis de grado. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá. Colombia.
- Olaya, A. 2000. Efecto de borde sobre el banco de semillas germinable del bosque altoandino (Embalse de San Rafael. La Calera, Cundinamarca). Tesis de grado. Pontificia Universidad Javeriana. Facultad de Ciencias. Bogotá, Colombia.
- Posada, C. & C. Cardenas. 1999. Ecología de los bancos de semillas en una comunidad vegetal de páramo sometida a disturbios por quema y pastoreo. Tesis de grado. Universidad Nacional de Colombia. Bogota, Colombia.
- Quintana-Ascencio, P. F., Gonzales- Espinosa, M., Ramirez-Marcial, N.B. & M. Domínguez- Ricardi. 1996. Morfología de plántulas de bejucos de un bosque montano bajo. *Plántula* 1(1): 13-54. Venezuela.
- Ricardi, M. 1999. Morfología de plántulas de árboles de un bosque montano bajo. *Plántula* 2(1-2): 1-72. Venezuela.
- Rico, V. G. & J. F. García. 1986. Vegetation and soil seed bank of successional stages in tropical lowland deciduous forest. *Journal of vegetation science*. 3. Pp. 617-624.
- Simpson, R. L., Leck, M. A. & T. Parker. 1989. Seed bank: general concepts and methodological issues. En: M.A.P. Leck, V.T. Parker; R.L Simpson. (Eds). *Ecology of soil seed bank*. San Diego, California. Academic Press; Inc. San Diego, California. Pp. 3-8.
- Sorzano, C. 2001. Regeneración reproductiva en un sitio abandonado e invadido por *Pteridium aquilinum* (L.) Khun. Implicaciones para la restauración. Reserva biológica Cachalú, Encino-Santander. Colombia. Tesis de grado. Pontificia Universidad Javeriana. Facultad de Ciencias. Bogotá, Colombia.
- Tekle, K. & T. Bekele. 2000. The role of soil seed bank in the rehabilitation of degraded hillslopes in southern Wello, Ethiopia. *Biotropica* 32(1):23-32.

- Thompson, K., Bakker, J. P. & R. M. Bekker. 1998. Ecological correlates of seed persistence in soil in the north-west European flora. *Journal of ecology*, 86: 163-169
- Thompson, K. 1987. Seed and seed banks. *The New Phytologist*. 106: Pp. 23-34
- Van der Valk, A. G. & R. L. Pederson. 1989. Seed bank and the management an restoration of natural vegetation. En: M.A. Leck, V.T. Parker & Simpson (Eds); *Ecology of soil seed bank*. Academic Press; Inc. San Diego, California, Pp. 309-327.
- Vargas-Rios, O. 1997. Un modelo de sucesión-regeneración de los páramos después de quemas. *Caldasia*, 19(12): 331-345.
- Villareal, H. 1995. Reconocimiento preliminar de la finca Cachalú. Fundación Natura. Encino, Santander.
- Wijdeven, S. M. & M. E. Kuzze. 2000. Seed availability as a limiting factor in forest recovery processes in Costa Rica. *Restoration Ecology*. 8 (4): 414-424
- Zimmerman, J. K., Pascarella, J. B. & T. M. Aide. 2000. Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico. *Restoration Ecology*. 8 (4): 350-360

ANEXO I

No.	Familia	Especie	Densidad (semillas/m ²)	
			Bosque Maduro	Bosque Secundario
1	<i>Solanaceae</i>	<i>Cestrum tomentosum L. f.</i>	223	104
2	<i>Crecropiaceae</i>	<i>Cecropia telealba Cuatrecasas.</i>	171	127
3	<i>Clethraceae</i>	<i>Clethra fagifolia Kunth.</i>	35	200
4	<i>Melastomataceae</i>	<i>Tibouchina lepidota (Bonpl) Baill.</i>	27	177
5	<i>Crecropiaceae</i>	<i>Cecropia angustifolia Trecul.</i>	102	58
6	<i>Rubiaceae</i>	<i>Sabicea coccocypselum.</i>	17	117
7	<i>Poaceae</i>	<i>Pennisetum Sp.</i>	60	69
8	<i>Crecropiaceae</i>	<i>Cecropia telenitida.</i>	42	83
9	<i>Asteraceae</i>	<i>Achirocline satireiodes.</i>	38	65
10	<i>Rosaceae</i>	<i>Rubus Sp.</i>	38	52
11	<i>Commelinaceae</i>	<i>Tradescantia Sp.</i>	42	31
12		<i>Indeterminada 10</i>	54	17
13	<i>Rubiaceae</i>	<i>Guettarda sabiceoides Stand.</i>	46	17
14	<i>Solanaceae</i>	<i>Solanum Sp 28.</i>	19	35
15	<i>Moraceae</i>	<i>Ficus Sp 39.</i>	8	42
16	<i>Amaranthaceae</i>	<i>Amaranthus viridis L.</i>	23	27
17	<i>Solanaceae</i>	<i>Solanum aturense Dunal.</i>	40	8
18	<i>Clusiaceae</i>	<i>Vismia baccifera (Kunth) Ewan.</i>	25	19
19	<i>Rubiaceae</i>	<i>Palicourea Sp.</i>	15	29
20	<i>Solanaceae</i>	<i>Solanum quitoensis Lam.</i>	13	29
21	<i>Myrtaceae</i>	<i>Psidium guineensis Swartz.</i>	15	27
22	<i>Phytolaccaceae</i>	<i>Phytolacca dioica L.</i>	29	10
23	<i>Myrsinaceae</i>	<i>Myrsine coriacea (SW) R. Brown.</i>	27	13
24	<i>Melastomataceae</i>	<i>Tibouchina ciliaris (Vent) Cogn.</i>	15	23
25	<i>Caprifoliaceae</i>	<i>Viburnum cornifolium Killip & Smith.</i>	19	15
26	<i>Boraginaceae</i>	<i>Cordia cilindrostachya (R & P) R.</i>	15	19
27	<i>Rubiaceae</i>	<i>Borreria Sp 18.</i>	19	15

No.	Familia	Especie	Densidad (semillas/m ²)	
			Bosque Maduro	Bosque Secundario
28	<i>Euphorbiaceae</i>	<i>Croton smithianus</i> Croiz.	8	25
29	<i>Polygonaceae</i>	<i>Polygonum punctatum</i> Ell.	21	10
30	<i>Piperaceae</i>	<i>Piper</i> Sp 70	19	13
31	<i>Asteraceae</i>	<i>Mikania</i> Sp 77.	6	25
32	<i>Asteraceae</i>	<i>Achirocline</i> Sp.	19	10
33	<i>Asteraceae</i>	<i>Baccharis trinervis</i> (Cham) Pers.	8	19
34	<i>Asteraceae</i>	<i>Mikania</i> Sp 75.	6	21
35	<i>Moraceae</i>	<i>Ficus</i> Sp 78.	17	10
36	<i>Malvaceae</i>	<i>Sida poeppigiana</i> (K. Schum.)	17	8
37	<i>Onagraceae</i>	<i>Ludwigia peruviana</i> (L.) Hara.	15	10
38	<i>Myrtaceae</i>	<i>Psidium guyanense</i> .	8	17
39	<i>Rubiaceae</i>	<i>Borreria</i> Sp 29.	19	6
40	<i>Asteraceae</i>	<i>Smallanthus riparia</i> (Kunth) H. Rob.	10	15
41	<i>Bromeliaceae</i>	<i>Bromelia</i> Sp.	19	6
42	<i>Asteraceae</i>	<i>Mikania</i> Sp 55.	8	15
43	<i>Asteraceae</i>	<i>Baccharis lehemannii</i> .	6	17
44	<i>Clusiaceae</i>	<i>Vismia guianensis</i> (Aublet) Choisy.	4	19
45	<i>Chenopodiaceae</i>	<i>Chenopodium ambrosioides</i> L.	10	13
46	<i>Melastomataceae</i>	<i>Miconia minutiflora</i> (Bonpl) D.C	17	6
47	<i>Piperaceae</i>	<i>Piper</i> Sp 73	13	10
48	<i>Asteraceae</i>	<i>Pseudelephantopus spiralis</i> (Less.)	15	6
49	<i>Asteraceae</i>	<i>Eupatorium</i> Sp.	13	8
50	<i>Asteraceae</i>	<i>Senecio formosus</i> Kunth.	13	6
51	<i>Solanaceae</i>	<i>Solanum</i> Sp 32.	8	10
52	<i>Solanaceae</i>	<i>Solanum</i> Sp 51.	8	10
53	<i>Lauraceae</i>	<i>Persea caerulea</i> (R y P) Mez.	15	4
54		Indeterminada 79 *		19
55	<i>Asteraceae</i>	<i>Mikania</i> Sp 85. *		19
56		Indeterminada 58	2	15
57	<i>Asteraceae</i>	<i>Senecio</i> Sp 21.	4	10
58	<i>Asteraceae</i>	<i>Senecio</i> Sp 64.	10	4
59	<i>Rubiaceae</i>	<i>Sabicea glomerata</i> .	4	10
60	<i>Solanaceae</i>	<i>Solanum nigrum</i> Sendt. *		13
61	<i>Asteraceae</i>	<i>Baccharis decussata</i> (Klatt) Hieron. *		13
62		Indeterminada 76 *		13
63	<i>Asteraceae</i>	<i>Spilanthes</i> Sp.	4	6
64	<i>Lamiaceae</i>	<i>Hyptis capitata</i> Jacq. **	10	
65	<i>Solanaceae</i>	<i>Solanum</i> Sp 33. *		8
66	<i>Polygonaceae</i>	<i>Polygonum</i> Sp. *		8
67	<i>Solanaceae</i>	<i>Solanum</i> Sp 43. *		6
			1529	1892

* Especies encontradas únicamente en el bosque secundario.

** Especies encontradas únicamente en el bosque maduro.

39. NÚCLEOS DE RESTAURACIÓN DE *Lupinus bogotensis* EN CLAROS DE PLANTACIONES DE *Pinus patula* Y *Cupressus lusitanica*

Liz Alejandra Avila Rodríguez, Orlando Vargas Ríos

Grupo de Restauración Ecológica. Departamento de Biología. Universidad Nacional de Colombia
laavilar@unal.edu.co, jovargasr@unal.edu.co

RESUMEN

El objetivo principal de este trabajo fue buscar estrategias para activar los procesos de sucesión dentro de plantaciones forestales de *Pinus patula* y *Cupressus lusitanica*. Para ello se formaron núcleos de restauración usando una matriz de *Lupinus bogotensis* combinada con las especies pioneras *Verbesina crassiramea*, *Smalanthus pyramidalis* y *Solanum oblongifolium*. Como parcelas control se sembraron parcelas de cada una de las especies pioneras. En estos núcleos se evaluó el efecto de *L. bogotensis* sobre cada especie y el efecto de las variables ambientales sobre el crecimiento de las plantas. Durante el tiempo evaluado *L. bogotensis* tuvo un efecto positivo en el crecimiento de *S. pyramidalis*, un efecto neutro en *V. crassiramea* y un efecto negativo en *S. oblongifolium*. La mayor altura promedio se presentó en el tratamiento con *L. bogotensis* para *S. pyramidalis* (1.95 m DE=163.5), seguido por *V. crassiramea*, con el mismo tratamiento (1.06 m DE=80.3). *S. oblongifolium* presentó el crecimiento más lento, el mejor promedio se obtuvo en parcelas sin *L. bogotensis* (0.20 m DE= 10.0). Aunque el efecto del tratamiento con *L. bogotensis* fue importante, fueron aún más determinantes las condiciones ambientales de los claros donde se ubicaron las parcelas. Los claros grandes, con más cantidad de horas luz, suelos ricos en Ca y P y buenas tasas de infiltración maximizan las tasas de crecimiento en las cuatro especies.

Palabras claves: Restauración ecológica, núcleos de regeneración, variables ambientales, especies pioneras, bosque altoandino, suelo

INTRODUCCIÓN

Los paisajes colombianos y sus diferentes ecosistemas están bajo un proceso de transformación continuo. Este proceso es especialmente acelerado en la región Andina en donde las actividades de pastoreo dejaron grandes zonas abiertas en reemplazo de las complejas formaciones vegetales antes existentes (Etter & Van Wyngaarden 2000). Como en muchos otros paisajes neotropicales, la vegetación natural esta relegada a pequeños parches de hábitat o corredores lineales inmersos en una matriz de pastizales, cultivos agrícolas u otro elemento derivado de la acción humana (Tres & Reis 2007, Elliot *et al.* 2003, Souza & Batista 2004, Álvarez *et al.* 2004, Posada *et al.* 2000).

En el área del Embalse de Chisacá el bosque altoandino está altamente fragmentado y solo quedan algunos relictos de bosque y matorral inmersos en una matriz de potreros, parches de retamo espinoso (*Ulex europaeus*) y plantaciones de *Pinus patula* y *Cupressus lusitanica* (Mora *et al.* 2007). Este tipo de plantaciones causan alteraciones drásticas en la biodiversidad y propician aún más la degradación de los ecosistemas nativos, generando así una disminución en los bienes y servicios que éstos ofrecen (León 2007, Álvarez *et al.* 2004).

La intervención que se requiere para restaurar el área implica la reducción o la remoción de las plantaciones exóticas que impiden que la dinámica sucesional se desarrolle normalmente y su reemplazo por especies con rasgos de historia de vida que les permitan sobrevivir a las condiciones ambientales adversas generadas por los pinos y que además activen la sucesión. Los núcleos de regeneración son una técnica efectiva para lograr este objetivo (Yarranton & Morrison 1974, Tres & Reis 2007). Este concepto enfoca el efecto que una determinada especie (pionera) genera sobre otra, al fomentar un ambiente adecuado para su establecimiento y desarrollo.

Este trabajo busca dar continuidad a las investigaciones que se vienen realizando en el Embalse de Chisacá en pro de la restauración del bosque altoandino (Vargas 2007, Vargas *et al.* 2009). Estas investigaciones evaluaron el éxito de establecimiento y crecimiento de especies nativas, basándose en rasgos de historia de vida y en la respuesta a disturbios ambientales (Cardona-Carodozo 2007, Díaz-Espinosa 2007, León 2007, Orozco 2007, Rodríguez 2007, Trujillo 2007). El objetivo del proyecto es formar núcleos de regeneración en claros dentro de plantaciones de *P. patula* y *C. lusitanica*. En esta investigación se usó *L. bogotensis* para crear una matriz dentro de la cual se plantaron especies leñosas pioneras (*S. pyramidalis*, *S. oblongifolium* y *V. crassiramea*),

partiendo del supuesto de que éste arbusto facilita el crecimiento de las mismas por ser una leguminosa que se asocia con bacterias fijadoras de nitrógeno. Se pretende también, evaluar el efecto del cambio en las condiciones microclimáticas y en el suelo, sobre el crecimiento de las plantas leñosas pioneras. Se espera que éstos núcleos permitan y promuevan el establecimiento de otras especies nativas y la ampliación de los claros naturales (Souza & Batista 2004).

MATERIALES Y MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDIO

El embalse de Chisacá está localizado al sur de Bogotá y forma parte de la zona rural de la localidad de Usme, el rango altitudinal va desde los 3000 a los 3300 metros (Mora *et al.* 2007). Las características climáticas del sector, lo definen con un patrón de lluvias bimodal, presentando los mayores registros de precipitación entre los meses de abril y junio con bajas temperaturas y los menores registros entre diciembre y febrero con temperaturas altas (Trujillo 2007). El proyecto se realizó dentro de una plantación de *P. patula* y *C. lusitanica* ubicada en el costado occidental del embalse (74° 15' longitud Oeste y 4° 20' latitud Norte). El terreno cuenta con parches de regeneración natural en donde se establecieron pequeños bosques de especies pioneras leñosas (principalmente *S. oblongifolium* y *V. crassiramea*). La dinámica sucesional de estos parches es retrasada por la presencia de hierbas y enredaderas que impiden la llegada y germinación de semillas y que dificultan el crecimiento de las plántulas de las especies leñosas (Rodríguez & Vargas 2009).

SELECCIÓN DE ESPECIES

Después de observar la sucesión natural en la zona y de revisar experiencias anteriores de restauración en el embalse (Vargas 2007), se seleccionaron las siguientes especies, para la conformación de los núcleos: *L. bogotensis*, como estrato arbustivo, y *S. pyramidalis*, *S. oblongifolium* y *V. crassiramea* como estrato arbóreo.

Las especies del género *Lupinus* enriquecen el suelo con nitrógeno gracias a su asociación con bacterias fijadoras. En Colombia, especies como *L. mirabilis* se evaluaron anteriormente como plantas niñeras y facilitadoras en experimentos de restauración (Díaz-Espinosa 2004, Díaz-Espinosa *et al.* 2007, León 2007)¹. *L. bogotensis*, de hábito arbustivo, pero de porte más bajo, aún no se ha usado con este fin. Éste arbusto crece hasta 1.5 m, su ciclo de vida es corto (1 año), tolera heladas y forma un banco de semillas abundante (Díaz-Espinosa & Vargas 2009).

V. crassiramea es un árbol nativo que aparece comúnmente en la cuenca alta de los ríos Bogotá, Sumapaz y Ubaté-Suarez, entre 2300–3200 m.s.n.m. (CAR 2001). Dentro de la plantación se encuentra en los claros de regeneración natural y es abundante en el banco de semillas (Rodríguez y Vargas 2009). Franco y Vargas (2009) dan una descripción muy completa de los RHV de esta especie. Entre los más importantes están: Abundante producción de semillas, alta viabilidad (70%), rápida germinación (4-12 días), banco de semillas, plasticidad en el patrón de crecimiento, TCR altos, tolerancia a heladas, reproducción vegetativa y alta producción de hojarasca.

S. pyramidalis es un árbol del bosque andino bajo (2600-2900 m.s.n.m) (Fernández-Alonso y Hernández-Schmidt 2007). Comparte algunos rasgos funcionales con *V. crassiramea*. Es una especie de rápido crecimiento que ya se probó dentro de las plantaciones de coníferas del embalse. En el experimento realizado por León (2007) fue una de las especies con mejores resultados en altura y cobertura, sin embargo, resultó intolerante a las heladas en potreros (Díaz-Espinosa 2007).

S. oblongifolium es un árbol de distribución andina. En la plantación se encuentra en los parches de regeneración y en el banco de semillas (Rodríguez & Vargas 2009). Dentro de sus rasgos se destacan: alta producción de semillas, alta viabilidad y rápida germinación. Además, *S. oblongifolium* es uno de los elementos principales en la cobertura de árboles nativos zoócoros del embalse (Mora *et al.* 2007), lo que lo convierte en elemento clave para atraer aves y pequeños roedores dispersores de semillas.

SIEMBRA DE PLANTAS

Las semillas de *V. crassiramea* y de *S. oblongifolium* se colectaron en los alrededores del embalse. Las semillas de *L. bogotensis* se colectaron en el municipio de Cota (Cundinamarca) y las de *S. pyramidalis* se compraron en el comercio. Todas las especies se propagaron en invernadero y luego fueron trasplantadas a las parcelas experimentales. *L. bogotensis* tenía una altura promedio de 50 cm al momento del trasplante y se llevó a campo un mes antes que las pioneras leñosas. Al momento de la siembra, las

¹ En estos artículos había sido reportada como *Lupinus bogotensis*.

plántulas de *S. pyramidalis* tenían en promedio 9.7 cm de altura (DE=5.9), las de *V. crassiramea* 6.4 cm altura (DE=3.1) y las de *S. oblongifolium* 3.0 cm (DE=1.4). Todas las especies fueron transportadas a raíz desnuda y en neveras de icopor con hidrotenedor hasta los pinos.

ARREGLO EXPERIMENTAL

Se usó un diseño completamente aleatorizado por bloques. Se ubicaron cuatro bloques, cada uno con 6 parcelas que corresponden al tratamiento (especie pionera leñosa + *L. bogotensis*) y al testigo para cada especie. Las parcelas median 8 x 9 m. La distancia de siembra de los *L. bogotensis* fue de 0.5 m y de los árboles 1 m y 0.7 m. En cada parcela se sembraron 72 *L. bogotensis* y 15 plántulas de la especie leñosa.

TOMA DE DATOS

La primera toma de datos se realizó 20 días después de trasplantados los árboles. Las variables se pueden dividir en dos categorías: Variables bióticas y variables abióticas.

VARIABLES BIÓTICAS

Corresponden a las variables que miden el crecimiento y desarrollo de las plantas, se escogieron aquellas que aportan más datos con respecto al tiempo y esfuerzo invertido para la evaluación (Díaz *et al.* 2002). Las variables medidas fueron:

Altura (H): Se tomó la altura (cm) de la planta desde la base del tallo hasta la base de la hoja apical.

Daño foliar: En cada muestreo se revisaron 4 hojas maduras y cuatro hojas jóvenes por planta. Se estimó el porcentaje de daño foliar por herbivoría en cada una.

Porcentaje de Supervivencia: Al final del experimento, que duro ocho meses, se evaluó el porcentaje de supervivencia de las tres especies leñosas estimada como el número de individuos presente sobre el número de individuos sembrados.

Cobertura de L. bogotensis: Mediante una cuadrícula se estimó el porcentaje de cobertura del dosel de *L. bogotensis* sobre la parcela.

VARIABLES ABIÓTICAS

Temperatura, humedad relativa, e intensidad lumínica: Se tomaron datos quincenales durante los tres primeros meses del experimento. Se eligieron dos puntos en cada bloque: uno bajo el dosel de *L. bogotensis* y otro expuesto. Se registraron datos de temperatura, humedad relativa e intensidad lumínica a las 7:00, 9:00, 10:00, 12:00, 13:00, 15:00 y 16:00 horas. La temperatura y la humedad relativa se midieron con un termohigrómetro Az Instrument corp. Modelo 8711. La intensidad lumínica (Lux/sg) se midió con un Luxómetro Sper Scientific LTDA modelo 840020.

Análisis de suelos: Se tomaron muestras compuestas de suelo en cada bloque al final del experimento para evaluar el efecto de los tratamientos y las diferencias entre bloques. Las variables del análisis de suelos fueron: Calcio, potasio, magnesio, aluminio, capacidad de intercambio catiónico, fósforo, cobre, hierro, manganeso, zinc, pH y porcentaje de arenas, limos, arcillas, materia orgánica, carbono orgánico oxidable y nitrógeno. El análisis de las muestras se realizó en el Centro de Investigación y Extensión Rural (CIER) de la Facultad de Agronomía de la Universidad Nacional de Colombia.

Adicionalmente, se realizó una prueba de infiltración siguiendo un método modificado de King (1981). Esta prueba consiste en medir el tiempo que le toma al agua infiltrarse una distancia conocida y expresar ésta relación como tasa de infiltración (TI). El anillo fue hecho con un tubo de PVC con un diámetro interior de 100 mm y una longitud de 100 mm. Uno de los extremos estaba biselado para facilitar la entrada en el suelo. El anillo se enterró 50 mm en el suelo y luego se agregó agua en su interior hasta una altura de 50 mm. La altura del agua adsorbida (hasta un mínimo de 5 mm) se dividió en el tiempo que tomo su adsorción (máximo 30 minutos). La TI se midió en cada bloque con 3 repeticiones en cada uno.

ANÁLISIS DE DATOS

Se cálculo la tasa de crecimiento relativo (TCR). Esta tasa expresa el crecimiento en términos de la tasa de incremento en tamaño por unidad de tamaño inicial sobre tiempo (Hunt 1990):

$$TCR = \frac{\text{Log}_e H_2 - \text{Log}_e H_1}{t_2 - t_1}$$

Donde H_2 y H_1 son la altura de la planta en diferentes momentos (t_2 y t_1).

Se realizó un análisis descriptivo del comportamiento de las variables por medio de gráficas. Las variables que no cumplían los supuestos de normalidad se transformaron. Para las variables que no pudieron ser transformadas se usaron pruebas no paramétricas (Kruskal-Wallis). Al final del experimento se calcularon promedios y desviaciones estándar y se corrieron ANOVAS para bloques completos al azar para probar diferencias estadísticas con y sin tratamiento en las variables bióticas. En las variables climáticas se usó una prueba Friedman. Los programas estadísticos utilizados fueron MINITAB 14 y SPSS 15.0 para Windows.

RESULTADOS

CARACTERÍSTICAS MICROCLIMÁTICAS

LUMINOSIDAD, HUMEDAD RELATIVA Y TEMPERATURA

La variable luminosidad presentó diferencias estadísticas significativas entre los tratamientos (F: 20.65 P: 0.003 g.l. 1), debido al avance del dosel de *L. bogotensis* que disminuyó gradualmente la cantidad de luz en las parcelas con este tratamiento. También existe diferencia estadísticamente significativa entre bloques (chi-cuadrado: 11.96, p: 0.008 gl: 3). Estas diferencias están relacionadas directamente con la cantidad de luz solar que recibe cada bloque. El bloque 1 corresponde a un claro de tamaño mediano, con entrada de luz directa en horas de la tarde. El bloque 2 es un claro abierto y muy expuesto con entrada de luz directa prácticamente todo el día. El bloque 3 es un parche mediano, con luz directa en horas de la mañana. El bloque 4 es el parche más pequeño y sólo recibe luz directa hacia el medio día (Figura 1).

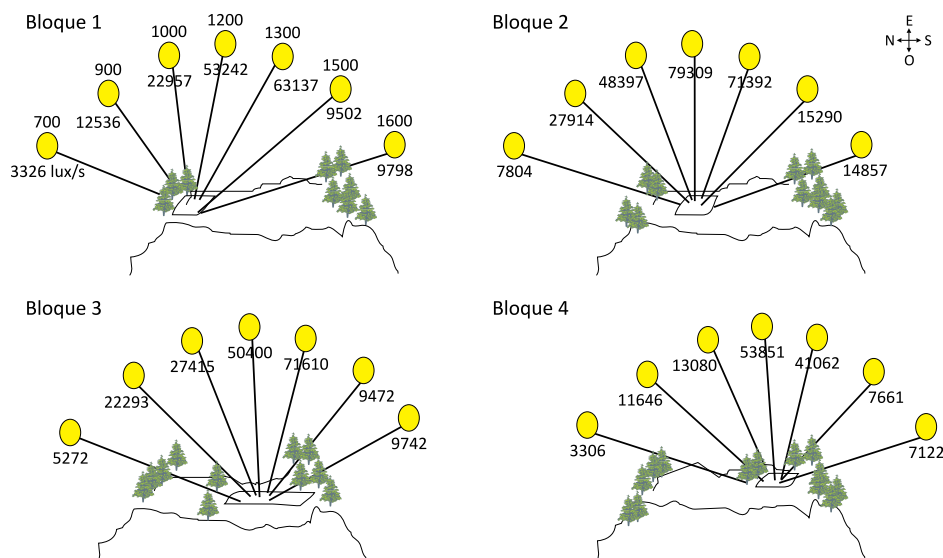


Figura 1. Variación de la intensidad lumínica (lux/s) en cada bloque desde las 7:00 y hasta las 16:00.

SUELO

Las diferencias entre tratamientos no son estadísticamente significativas. Sin embargo, entre bloques si se presentaron diferencias importantes. Los elementos que presentaron diferencias estadísticas entre bloques fueron: calcio, capacidad de intercambio catiónica efectiva, fósforo, cobre, manganeso, zinc, carbono orgánico oxidable, materia orgánica y nitrógeno.

Hay deficiencias de fósforo en los bloques 2, 3 y 4. Existe una estrecha relación entre el Ca, la CICE y el pH que decrecen casi sincrónicamente desde el primer hasta el último bloque (Figura 2a). Este decrecimiento se presenta también en los niveles de fósforo, cobre, manganeso y zinc (Figura 2b). Los bloques 1 y 2 tienen niveles más bajos de materia orgánica y nitrógeno que

los bloques 3 y 4 (Figura 2c). En cuanto a las tasas de infiltración, aunque estadísticamente no existen diferencias entre los bloques ($F: 1.66$ $p: 0.251$), los suelos del área despejada pueden ser divididos en dos grupos: el de los bloques 1 y 2 que presentan tasas de infiltración altas (0.52 mm/s $DE=0.28$ y 0.47 mm/s $DE=0.61$) y el de los bloques 3 y 4 que presentan tasas bajas (0.11 mm/s $DE=0.10$ y 0.09 mm/s $DE=0.09$) (Figura 2d).

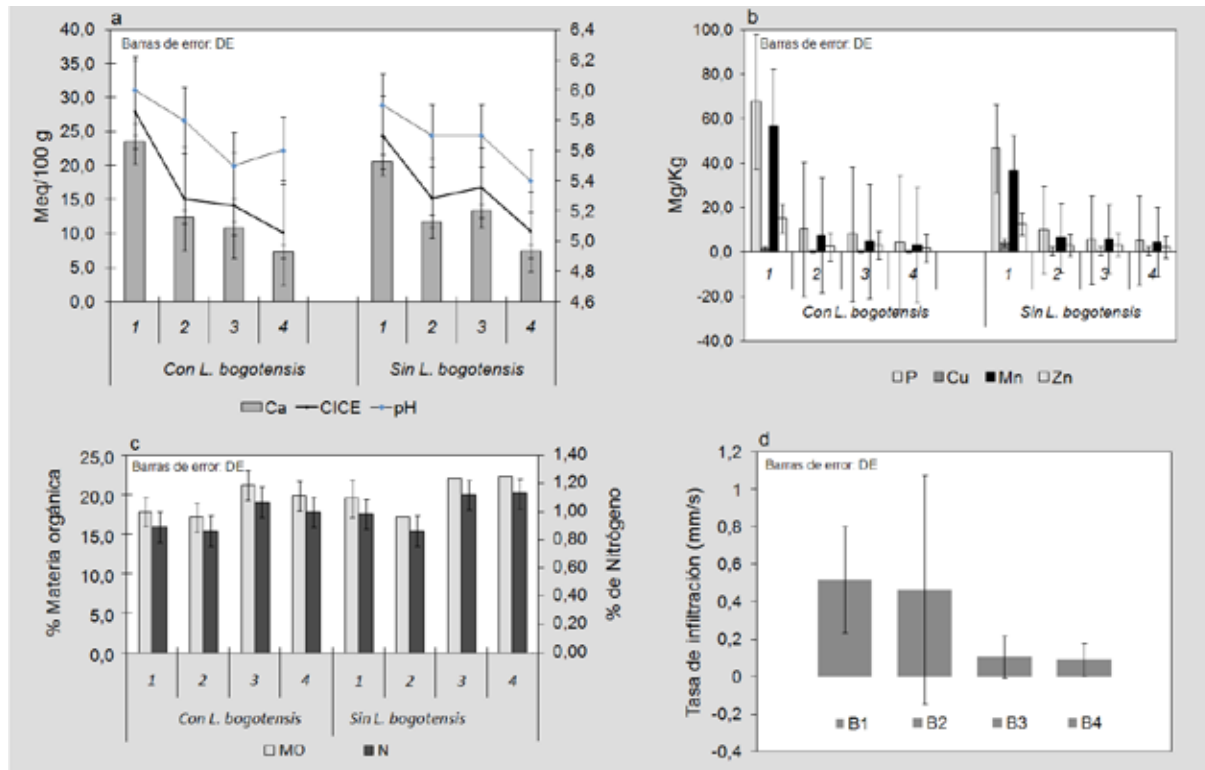


Figura 2. El pH, el calcio y la capacidad de intercambio catiónica efectiva (CICE) presentan una reducción casi sincrónica desde el bloque 1 hasta el 4 (a). Ocurre lo mismo con los niveles de fósforo, cobre, manganeso y zinc (b). Los porcentajes de materia orgánica y nitrógeno son más bajos en los bloques 1 y 2 y ligeramente más altos en los bloques 3 y 4 (c). Las tasas de infiltración (mm/s) son altas en los bloques 1 y 2 y bajas en el 3 y 4 (d).

CRECIMIENTO DE LAS ESPECIES SEMBRADAS EN LOS NÚCLEOS DE RESTAURACIÓN

ALTURA (H)

Para *V. crassiramea*, el efecto de *L. bogotensis* fue prácticamente neutro (Figura. 3a y 3b). Entre bloques se presentan diferencias importantes en los dos tratamientos, las plantas más pequeñas se encuentran en el 4 (31.3 cm $DE= 19.4$) y las más grandes en el 2 (213.9 cm $DE=13.2$). Los bloques 1 y 3 están en una posición intermedia (74.3 cm $DE=25.1$ y 57.0 m $DE=11.3$ respectivamente).

En *S. pyramidalis* la prueba de Kruskal-Wallis, muestra diferencias estadísticas con tratamiento (Chi-cuadrado 17.905 $p: 0.000$ gl 1). En las parcelas sin *L. bogotensis* el promedio de altura es de 34.32 cm ($DE=30.38$) mientras que en parcelas con *L. bogotensis* es de 88.89 cm ($DE=71.17$). Las plantas que están bajo la influencia de este tratamiento alcanzaron hasta tres veces la altura de las que no lo tenían (Figura 3c y 3d). Entre bloques se presenta la misma tendencia que ocurrió con las plantas de *V. crassiramea*: las plantas más pequeñas se encuentran en el bloque 4 (30.8 cm $DE= 1.4$) y las más grandes en el 2 (319.9 cm $DE=131.2$). Los bloques 1 y 3 están en una posición intermedia (134.8 cm $DE=112.2$ y 89.3 cm $DE=48.2$ respectivamente).

Para *S. oblogifolium*, aunque no se encontró evidencia estadística de diferencia con tratamiento (Chi-cuadrado 3.234 $p: 0.072$ gl 1), la tendencia es que las plantas más altas se ubiquen en las parcelas sin *L. bogotensis* (19.7 cm $DE=10.0$) mientras que las más bajas se encuentran en parcelas con esta especie (12.2 cm $DE=2.8$) (Figura 3e). Gráficamente, se observan diferencias notorias entre tratamientos en los bloques 1 (23.3 cm $DE=10.27$ sin *L. bogotensis*, 16.1 cm $DE=2.37$ con *L. bogotensis*) y 2 (31.5 cm $DE=13.55$ sin *L. bogotensis*, 11.3 cm $DE=3.26$ con *L. bogotensis*) en donde las plantas sin *L. bogotensis* crecieron más que las

que lo tienen (Figura 3f). Entre bloques las plantas más grandes se encuentran en los bloques 1 y 2 (19.7 cm DE=5.1 y 21.4 cm DE=14.3) y las más pequeñas en el 3 y 4 (14.0 cm DE=2.8 y 8.8 cm DE=1.1). Comparada con las otras especies, *S. oblongifolium* crece muy lentamente; el árbol más alto, ubicado en el bloque 2 sin *L. bogotensis*, alcanza apenas 52 cm, muy bajo si se compara con los árboles de 320 cm de *V. crassiramea* y 420 cm de *S. pyramidalis* ubicados en este mismo bloque con *L. bogotensis*.

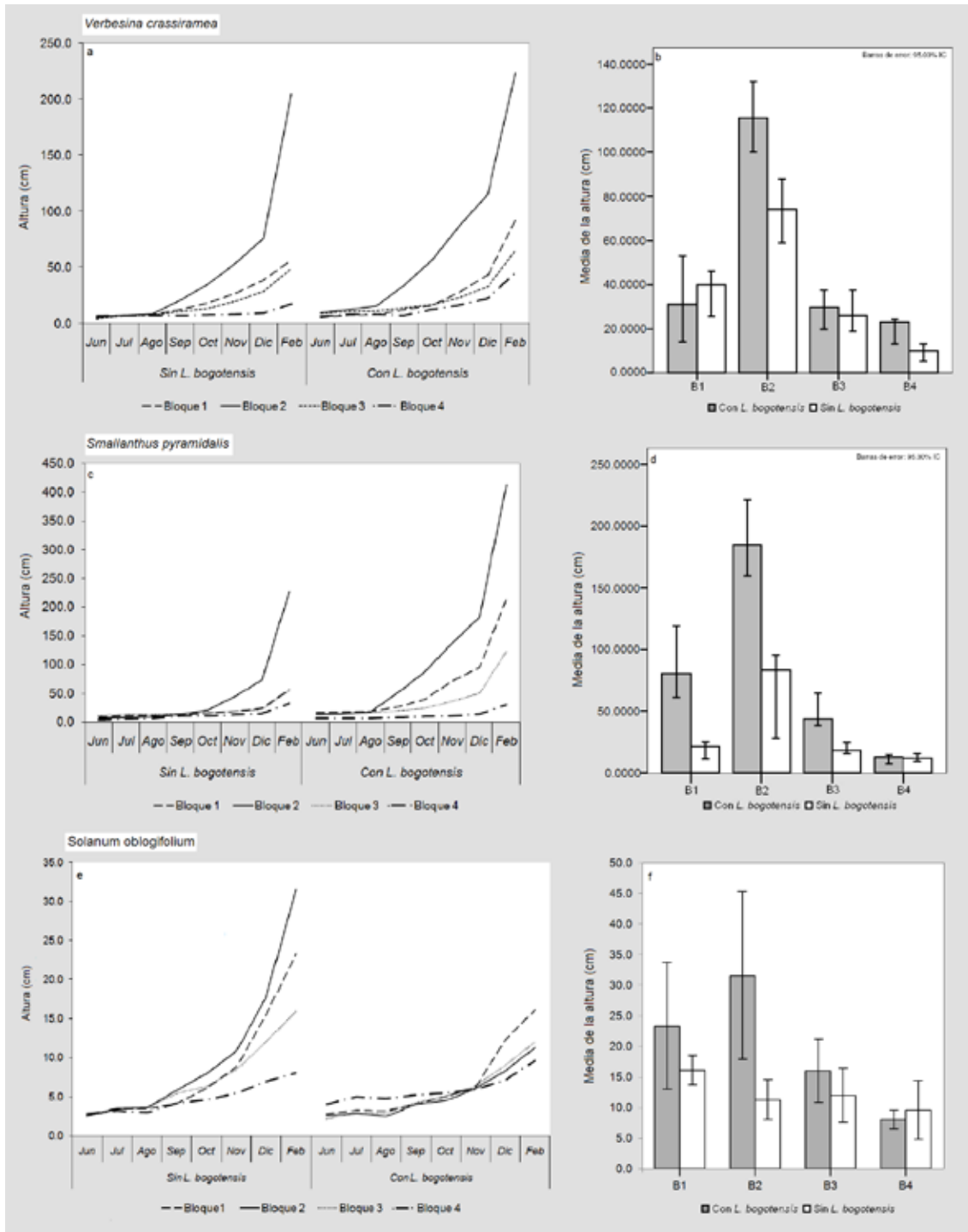


Figura 3. Comportamiento de la variable altura en: *V. crassiramea* a través del tiempo hasta el mes de febrero (a) y entre bloques hasta el mes de diciembre (b); *Smalanthus pyramidalis* través del tiempo hasta febrero (c) y entre los bloques (d) hasta diciembre y *Solanum oblongifolium* a través del tiempo (e) y entre los bloques (f).

TASA DE CRECIMIENTO RELATIVA (TCR)

Para *V. crassiramea* (Figura 4a), el ANOVA no muestra diferencias estadísticas entre bloques (F: 5.722 p: 0.093 gl 3) ni con tratamiento (F: 0.002 p: 0.964 gl 1). Las mayores TCR se registraron en el bloque 2 (0.0181 cm/día DE=0,0040 sin *L. bogotensis* y 0.0169 cm/día DE=0,0025 con *L. bogotensis*), seguido por el 1 (0.0136 cm/día DE=0,0040 sin *L. bogotensis* y 0.0140 cm/día DE=0.0053 con *L. bogotensis*). Nótese que en estos dos bloques la diferencia entre parcelas con y sin *L. bogotensis* es mínima. Por otro lado, los bloques 3 y 4 tienen las TRC más bajas: el 3 tiene tasas de 0.0137 cm/día DE=0,0042 sin *L. bogotensis* y 0.0087 cm/día DE=0.0026 y el 4 tiene 0.0039 cm/día DE=0,0031 sin *L. bogotensis* y 0.0079 cm/día DE=0.0027. Estos dos bloques presentan notables diferencias entre las parcelas con y sin tratamiento.

S. pyramidalis (Figura 4b) tampoco presenta diferencias estadísticamente significativas en la variable TCR (chi-cuadrado: 2.896 p: 0.089 gl 1). No obstante, en los bloques 1, 2 y 3, el promedio de la TCR es más alto en parcelas con *L. bogotensis* (0.0124 cm/día DE=0.0017, 0.0180 cm/día DE=0.0027 y 0.0085 cm/día DE=0.0028 respectivamente) que en parcelas sin *L. bogotensis* (0.0068 cm/día DE=0.0028, 0.0155 cm/día DE=0.0046 y 0.0037 cm/día DE=0.0009 respectivamente). El bloque 4 presenta las TCR más bajas: 0.0079 cm/día DE=0.0026 sin *L. bogotensis* y 0.0062 cm/día DE=0.0036 con *L. bogotensis*).

Con respecto a *S. oblongifolium* (Figura 4c), no hay diferencias estadísticamente significativas con tratamiento (F: 7.775 p: 0.068 gl 1) ni entre bloques (F: 5.772 p: 0.092 gl 3). Sin embargo, en los bloques 1, 2 y 4, la TCR fue más alta en parcelas sin *L. bogotensis* (0.0102 cm/día DE=0.0026, 0.0097 cm/día DE=0.0014 y 0.0047 cm/día DE=0.0019 respectivamente) que parcelas con *L. bogotensis* (0.0076 cm/día DE=0.0024, 0.0074 cm/día DE=0.0030 y 0.0023 cm/día DE=0.0014 respectivamente). El bloque 3 mostró resultados similares con y sin *L. bogotensis*: 0.0076 cm/día DE=0.0024 sin *L. bogotensis* y 0.0076 DE=0.0021 con *L. bogotensis*. Nótese que los bloques 1, 2, y 3 tienen las tasas más altas mientras que el 4 tiene las más bajas. La tasa de crecimiento de esta especie fue muy baja comparada con la *V. crassiramea* y *S. pyramidalis*.

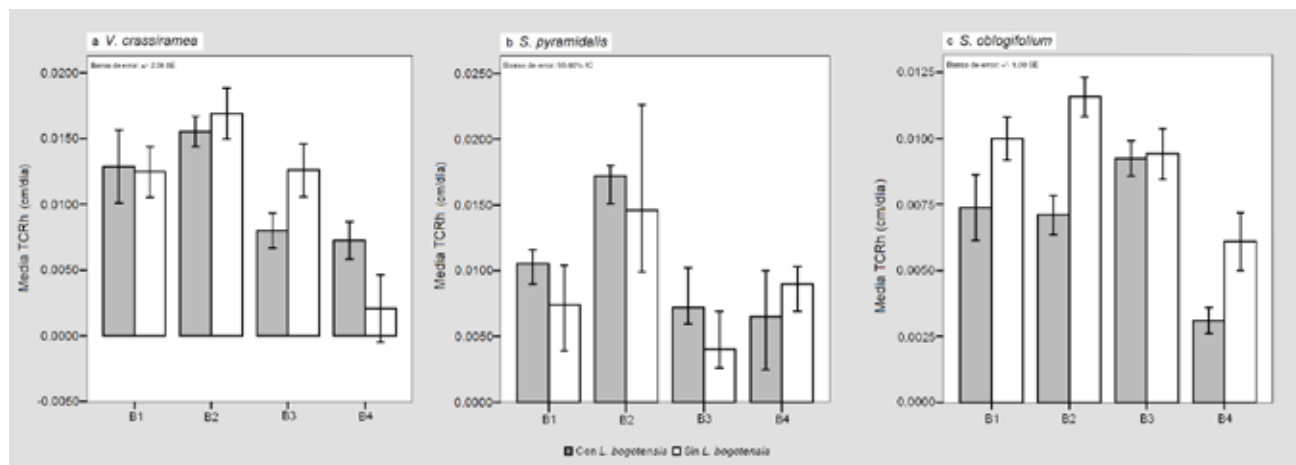


Figura 4. Comportamiento de la TCR entre bloques en *V. crassiramea* (a), *S. pyramidalis* (b) y *S. oblongifolium* (c). Las tres especies tuvieron las TRC más altas en el bloque 2.

DAÑO FOLIAR

S. oblongifolium fue la especie que registro los niveles de daño más bajos (12% sin *L. bogotensis* y 18% con *L. bogotensis*) si se comparan con *V. crassiramea* (18% sin *L. bogotensis* y 24% con *L. bogotensis*) y *S. pyramidalis* (43% sin *L. bogotensis* y 55% con *L. bogotensis*).

SOBREVIVENCIA

La prueba de Kruskal-Wallis no mostró diferencias estadísticas para la sobrevivencia en ninguna de las tres especies pioneras. Efectivamente, en las especies *V. crassiramea* (Figura 5a) y *S. pyramidalis* (Figura 5b) prácticamente no se observa ninguna diferencia entre tratamientos, ni entre bloques. En *S. oblongifolium* (Figura 5c) hay una menor sobrevivencia en el bloque 2 en parcelas con *L. bogotensis*. En este bloque fue donde el dosel del arbusto alcanzó su cobertura máxima (85.6% DE=5.9).

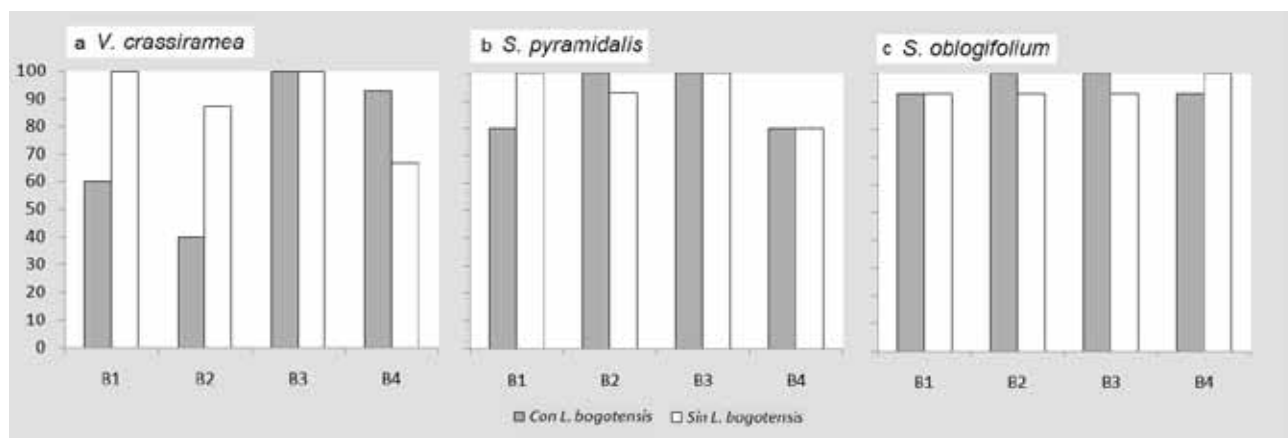


Figura 5. Sobrevivencia de *V. crassiramea* (a), *S. pyramidalis* (b) y *S. oblongifolium* (c).

COBERTURA LUPINUS BOGOTENSIS

El dosel de *L. bogotensis* alcanzó su cobertura máxima cuatro meses después de iniciar el experimento. Estadísticamente hay diferencias entre los bloques (F: 47.89 P: 0.000 g.l 3). En el bloque 2, *L. bogotensis* alcanzó una cobertura promedio de 85.6% (DE=5.9), le siguió el 3 con 56.1% (DE=5.5), el 2 con 54.0% (DE=4.9) y por último el 4 con apenas 34% (DE=4.9) (Figura 6).

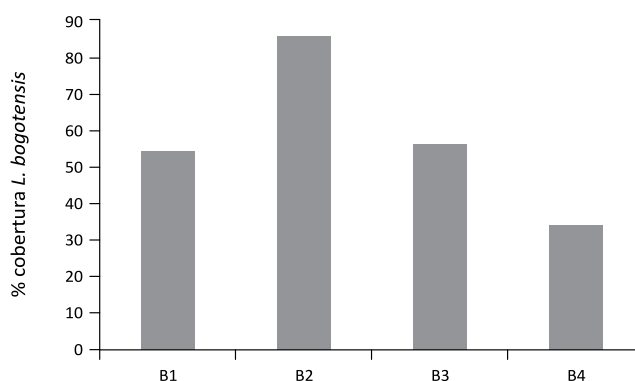


Figura 6. Cobertura de *L. bogotensis* en cada uno de los bloques.

DISCUSIÓN

Aunque las tres especies estaban expuestas a las mismas condiciones ambientales y tenían la misma edad cuando se sembraron (aunque no el mismo tamaño) es natural que sus respuestas sean diferentes ya que cada una tiene cierta combinación de rasgos que determinan sus estrategias de historia de vida y su habilidad competitiva (Rösch *et al.* 1997).

S. oblongifolium se desarrolló mejor en parcelas sin *L. bogotensis*. Este resultado sugiere que esta especie crece más rápidamente en espacios abiertos. Aunque crece muy despacio en estado de plántula, tiene los porcentajes de herbivoría más bajos, lo que podría aumentar su habilidad competitiva posteriormente. Pinzón & Vargas (2007) evaluaron la predación post-dispersión de siete especies nativas y encontraron que *S. oblongifolium* presenta porcentajes de predación inferiores al promedio. La tendencia es a que las probabilidades de sobrevivencia y la tasa de crecimiento aumenten una vez la planta supere los 30 cm.

Las otras dos especies usan otro tipo de estrategia, ellas crecen rápidamente sin asignar muchos recursos a la protección contra los herbívoros. *S. pyramidalis* se ve favorecida por las condiciones que genera el dosel de *L. bogotensis*. Es la especie que más rápidamente crece y la competencia por luz con *L. bogotensis* estimuló aún más este rasgo, aumentando la velocidad de elongación del tallo. *V. crassiramea*, creció rápidamente en las parcelas con *L. bogotensis* y sin *L. bogotensis*.

La respuesta de la planta resulta de la interacción entre diferentes factores: condiciones ambientales, disponibilidad de recursos, ontogenia, fitohormonas, genotipo, etc. (Sterck *et al.* 2005, Qiming *et al.* 2008). El microclima, la vegetación y el suelo constituyen un complejo dinámico y cuando se altera un factor de este complejo también cambian los otros estableciéndose así un nuevo equilibrio (Daunbermir 1996). En consecuencia, la respuesta de la planta no dependerá únicamente de su planta vecina sino también del clima, el suelo y otros factores. Por ello, el efecto del tratamiento con *L. bogotensis* es difícil de estimar y resulta poco importante si se compara con el efecto de las diferentes condiciones ambientales encontradas en cada bloque. Las variables que más incidieron en el desarrollo de todas las especies fueron la luz y el suelo.

Todas las especies registraron mejores resultados en altura en el bloque 2, seguido por el 1, el 3 y el 4. Esta respuesta coincide con la calidad y cantidad de horas luz en cada bloque. Los datos ambientales indican que el bloque 4 es el más sombreado. En este bloque todas las especies, incluido *L. bogotensis*, presentaron bajas tasas de crecimiento. Toledo-Aceves y Swaine (2008) afirman que cuando la radiación solar se incrementa, las plantas pioneras acumulan más biomasa y asignan más recursos a las raíces y menos a las hojas, esto se traduce en un mejor desarrollo de las plantas.

El suelo es un factor que no debe olvidarse al iniciar proyectos de restauración. Hay pocos estudios que realmente aborden el tema del efecto del suelo sobre el crecimiento de plantas pioneras en estrategias de restauración en bosque altoandino. Sobre este asunto, Cabrera-Amaya y Vargas (2009) reportan que existe crecimiento diferencial de *V. crassiramea* sobre suelos alterados.

Aunque los niveles de nitrógeno son similares en todos los bloques, esto no significa que éste elemento esté disponible en la misma medida para las plantas. Las plantas pueden usar los recursos que están disponibles en exceso para capturar aquellos que no están y un incremento en la disponibilidad de un nutriente puede incrementar la demanda por otro y con ello la inversión para obtenerlo (Mooney *et al.* 1991). Uno de los hallazgos más interesantes del estudio de Treseder & Vitousek (2001) es que la disponibilidad de nitrógeno incrementa marcadamente la inversión en fosfatasa (enzimas que mineralizan el fósforo orgánico del suelo). De acuerdo con esto, lo que podría estar pasando en los bloques 3 y 4 es una reasignación de los recursos (buenas cantidades de nitrógeno) para la obtención de fósforo. Además, una gran cantidad de estos nutrientes está combinada en forma de compuestos minerales y orgánicos demasiado complejos para que sean de utilidad inmediata para la planta (Daunbermir 1996). En conclusión, aunque el análisis de suelos indica deficiencias sólo en algunos nutrientes, esto no significa que estén disponibles en la misma medida.

La actividad biológica del suelo está limitada por las condiciones químicas y físicas del mismo. Así, aunque el aporte de nitrógeno y fósforo realizado por los *Lupinus* puede ser alto, considerando las cantidades reportadas para una especie cercana como *Lupinus arboreus* (Palaniappan *et al.* 1979), esta contribución depende de la actividad de las bacterias fijadoras de nitrógeno en el suelo. Los suelos del área despejada pueden ser divididos en dos grupos: el de los bloques 1 y 2 con pH ligeramente ácidos y altas tasas de infiltración; y el de los bloques 3 y 4 con pH más ácidos y bajas tasas de infiltración. Estas variables están estrechamente relacionadas con la actividad biológica del suelo. La reducción de la infiltración produce condiciones anaeróbicas que reducen la actividad biológica (Scott 2000). Una hipótesis que surge de estos hechos es que las bacterias fijadoras de N no pueden operar normalmente en los parches 3 y 4 donde las tasas de infiltración son bajas y además las condiciones del suelo son ligeramente más ácidas. León (2007) sostiene que los individuos de *L. mirabilis* se ven afectados por el tipo de enmienda y por las condiciones ambientales presentes en los claros. Ella hipotéticamente propone que la acidez en el suelo y los bajos niveles de fósforo pueden afectar tanto la supervivencia y persistencia de rizobios, como la nodulación y fijación de nitrógeno. Sería necesario otro tipo de estudio para conocer las diferencias en la actividad biológica del suelo en cada bloque y verificar esta hipótesis.

Una de las posibles causas de la disminución en los contenidos de nutrientes del suelo (principalmente calcio y fósforo), puede ser el disturbio provocado al retirar los árboles (Mou *et al.* 1993). En el bloque 1, que presenta los niveles de fósforo y calcio más elevados, la entresaca de árboles fue moderada. En los bloques 2 y 3 la entresaca fue más intensa y esto sumado a la prolongada temporada invernal pudo acelerar el lavado de nutrientes. En el bloque 4 la entresaca fue mínima y no hay una explicación clara para los bajos niveles de calcio y fósforo. Probablemente esto se deba a las condiciones particulares de este sector en donde hay una gruesa capa de hojas de coníferas en el suelo. Una de las características de estas hojas es que contienen compuestos formados de ácidos y resinas que son muy resistentes a la putrefacción y muy bajos en Ca, Mg y K (Daunbermir 1996). Además, estas condiciones pueden llegar a causar una impermeabilización del suelo (Scott 2000).

Aunque la textura del suelo sea similar en todos los bloques (francoarenosa-arenosafranca), hay claras diferencias en las tasas de infiltración. El trabajo de Scott (2000) indica que prácticamente cualquier suelo, con cualquier textura, puede llegar a ser impermeable y que los niveles de carbono orgánico están relacionados positivamente con la impermeabilidad. En los bloques 3 y 4, que es donde acumulan mayor cantidad de hojas de coníferas, se encuentran los niveles más altos de materia orgánica. Esto sugiere que las tasas de mineralización de la materia orgánica son lentas y esta puede ser la razón de las bajas tasas de infiltración.

En los bloques 3 y 4 se presentan condiciones que provocan un proceso acidificante conduciendo así a la reducción del suministro de calcio: baja CIC, bajo pH y bajas tasas de mineralización de la materia orgánica del suelo para liberar calcio soluble (McLaughlin & Wimmer 1999). En este sector, a los bajos niveles de calcio, deben sumársele la deficiencia de fósforo, la baja CIC, el bajo pH, las bajas tasas de infiltración y la mala calidad de la luz. Estas condiciones causan una reducción de la actividad biológica del suelo y pueden ser las responsables de las bajas tasas de crecimiento en todas las especies sembradas en este sector.

CONCLUSIONES

Bajo las condiciones en que se planteó este experimento, *L. bogotensis* facilita el crecimiento de *V. crassiramea* y *S. pyramidalis* pero tiene un efecto negativo sobre *S. oblongifolium*. Las condiciones ambientales juegan un papel importante y es preferible que los núcleos de regeneración se establezcan en claros bien despejados y con buena calidad de luz. Las condiciones del suelo son un elemento crucial para el éxito de la siembra. Es necesario un análisis de suelo antes de la siembra para saber si es necesaria la aplicación de enmiendas.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la Secretaría Distrital de Ambiente por el apoyo económico. Al Acueducto de Bogotá por su colaboración en las áreas de trabajo. A las personas que nos colaboraron con su trabajo para hacerlo posible: Guardabosques, Don Vicente, su familia y demás habitantes del embalse.

LITERATURA CITADA

- Álvarez-Aquino, C., G. Williams-Linera & A. C. Newton. 2004. Experimental native trees seedling establishment for the restoration of a Mexican cloud forest. *Restoration Ecology* 12(3):412-418.
- Cabrera-Amaya, D. y O. Vargas. 2009. Crecimiento diferencial de *Verbesina crassiramea* (asteraceae) sobre suelos alterados en predios del embalse de Chisacá (localidad de Usme, Bogotá D.C.). En: Restauración ecológica en zonas invadidas por retamo espinoso y plantaciones forestales exóticas. O. Vargas, Grupo de restauración ecológica Universidad Nacional de Colombia (eds.). Bogotá D.C.
- Cardona-Cardozo, A. 2007. Propagación vegetativa de cinco especies potencialmente importantes para la restauración ecológica del bosque altoandino. Estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores del embalse de Chisacá localidad de Usme, Bogotá D.C. O. Vargas, Grupo de restauración ecológica Universidad Nacional de Colombia (eds.). Bogotá.
- CAR. 2001. Atlas ambiental, Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca. Primera edición. Colombia.
- Daunbermire, R. F. 1996. Ecología vegetal: Tratado de autoecología de plantas. LIMUSA Noriega Editores. México.
- Díaz, S., McIntyre, S., Lavorel, S. & J.G. Pausas. 2002. Does hairiness matter in Harare? Resolving controversy in global comparisons of plant trait responses to ecosystem disturbance. *New Phytologist* 154(1):7-9.
- Díaz-Espinosa, A. 2004. Competencia entre pastos exóticos y plantas nativas: una estrategia para la restauración del bosque altoandino. Trabajo de grado. Departamento de Biología. Universidad Nacional de Colombia.
- Díaz-Espinosa, A. 2007. Patrones de respuesta a heladas en árboles altoandinos sembrados en potrero y borde ripario-potrerizados. Estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores del embalse de Chisacá localidad de Usme, Bogotá D.C. O. Vargas, Grupo de restauración ecológica Universidad Nacional de Colombia (eds.). Bogotá.
- Díaz-Espinosa A., León, O. y O. Vargas. 2007. Supervivencia y crecimiento de plántulas debajo de *Lupinus bogotensis*: Implicaciones para la restauración En: Estrategias Para La Restauración Del Bosque Altoandino: El Caso De La Reserva Forestal De Cogua (Cundinamarca) J.O VARGAS y Grupo de Restauración Ecológica de la Universidad Nacional de Colombia Ed. p.119 – 136.
- Díaz-Espinosa A. y O. Vargas. 2009. Efecto de la siembra de leguminosas herbáceas y arbustivas sobre el control en el establecimiento de la especie invasora *Ulex europaeus* (Fabaceae), en los alrededores del Embalse de Chisacá (Localidad de Usme.

- Bogotá D.C.). En: Restauración ecológica en zonas invadidas por retamo espinoso y plantaciones forestales exóticas. O. Vargas, Grupo de restauración ecológica Universidad Nacional de Colombia (eds.). Bogotá D.C.
- Elliot, S., Navakitbumrung, P., Kuarak, C., Zangkum, Anusarnsunthorn V. & D. Blakesley. 2003. Selecting framework tree species for restoring seasonally dry tropical forests in northern Thailand based on field performance. *Forest ecology and management*. 184: 177-191.
- Etter, A. & W. Van Wyngaarden. 2000. Patterns of Landscape Transformation in Colombia, with Emphasis in the Andean Region. Royal Swedish Academy of Sciences. *Ambio* 29 (7): 433-439.
- Fernández-Alonso, J. L. y M. Hernández-Schmidt. 2007. Catálogo de la flora vascular de la cuenca alta del río Subachoque (Cundinamarca, Colombia). *Caldasia* 29(1):73-104.
- Franco, L. y O. Vargas. 2009. Rasgos de *Verbesina crassiramea* Blake, de importancia en estrategias de control de especies invasoras en los alrededores del embalse de Chisacá. En: Restauración ecológica en zonas invadidas por retamo espinoso y plantaciones forestales exóticas. O. Vargas, Grupo de restauración ecológica Universidad Nacional de Colombia (eds.). Bogotá D.C.
- Hunt, R. 1990. Basic Growth Analysis. Londres: UbWin IMAN. pp 112.
- King, P. M., 1981. Comparison of methods for measuring severity of water repellence of sandy soils and assessment of some factors that affect its measurement. *Australian Journal of Soil Research* 19, 275–285.
- León, O. 2007. Experimentos de restauración ecológica en plantaciones de *Pinus patula* (Embalse de Chisacá, Localidad de Usme). Estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores del embalse de Chisacá localidad de Usme, Bogotá D.C. O. Vargas, Grupo de restauración ecológica Universidad Nacional de Colombia (eds.). p. 296-335.
- McLaughlin S. B. & R. WIMMER. 1999. Tansley Review No. 104 Calcium Physiology and Terrestrial Ecosystem Processes. *New Phytologist*, 142 (3): 373-417.
- Mooney H. A., Winner, W. E. & E. J. Pell. (Eds.). 1991. Response of plants to multiple stresses. Academic Press, Inc. New York.
- Mora, G. J., Figueroa C., Y. y T. Vivas P. 2007. Análisis multi-escala de la vegetación de los alrededores del embalse de Chisacá (Cundinamarca, Colombia): Implicaciones para la formulación de proyectos de restauración ecológica a nivel local. Estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores del embalse de Chisacá localidad de Usme, Bogotá D.C. O. Vargas, Grupo de restauración ecológica Universidad Nacional de Colombia (eds.). Bogotá.
- Mou, P., Fahey, T. J. & J. W. Hugues. 1993. Effects of Soil Disturbance on Vegetation Recovery and Nutrient Accumulation Following Whole-Tree Harvest of a Northern Hardwood Ecosystem. *The Journal of Applied Ecology*, 30 (4): 661-675.
- Orozco, N. 2007. Crecimiento y desarrollo de cuatro especies nativas en el corredor ripario potrerizado del río Chisacá, sector capilla del Hato - Localidad de Usme. Bogotá D.C. Estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores del embalse de Chisacá localidad de Usme, Bogotá D.C. O. Vargas, Grupo de restauración ecológica Universidad Nacional de Colombia (eds.). Bogotá.
- Palaniappan, V. M., Mars, R.H. & D. Bra Dshaw. 1979. The effect OF *Lupinus arboreus* on the nitrogen status of China Clay Wastes. *Journal of applied ecology* 16:825-831
- Pinzón, L. y O. Vargas. 2007. Evaluación de la predación de semillas en la región del embalse de Chisacá Luisa Fernanda Pinzón Pérez. Estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores del embalse de Chisacá localidad de Usme, Bogotá D.C. O. Vargas, Grupo de restauración ecológica Universidad Nacional de Colombia (eds.). Bogotá DC.
- Posada, J. M., Aide, T. M. & J. Cavellier. 2000. Cattle and Weedy Shrubs as Restoration Tools of Tropical Montane Rainforest. *Restoration Ecology* 8 (4): 370-379.
- Qiming, L, Schneider, M. K. & J. W. Pitchford. 2008. Individualism in plant populations: Using stochastic differential equations to model individual neighbourhood-dependent plant growth. *Theoretical Population Biology* 74: 74–83

- Rodríguez, N. 2007. Especies leñosas nativas claves para la restauración ecológica del embalse de chisacá, basados en rasgos importantes de su historia de vida. Estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores del embalse de Chisacá localidad de Usme, Bogotá D.C. O. Vargas, Grupo de restauración ecológica Universidad Nacional de Colombia (eds.). Bogotá.
- Rodríguez, C y O. Vargas. 2009. Sucesiones en claros de plantaciones de *Cupressus lusitanica* en los alrededores del embalse de Chisacá. En: Restauración ecológica en zonas invadidas por retamo espinoso y plantaciones forestales exóticas. O. Vargas, Grupo de restauración ecológica Universidad Nacional de Colombia (eds.). Bogotá.
- Rösch, H., Van Rooyen, M. W. & G. K. Theron. 1997. Predicting competitive interactions between pioneer plant species by using plant traits. *Journal of Vegetation Science* 8: 489-494
- Scott, D. F. 2000. Soil wettability in forested catchments in South Africa; as measured by different methods and as affected by vegetation cover and soil characteristics. *Journal of Hydrology* 231–232 : 87–104
- Souza, F. M. & J. F. Batista. 2004. Restoration of seasonal semideciduous forests in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. *Forest Ecology and Management* 191: 185-200
- Sterck F. J., Schieving, F., Lemmens, A. & T. L. Pons. 2005. Performance of trees in forest canopies: explorations with a bottom-up functional–structural plant growth model. *New Phytologist* 166 : 827–843
- Toledo-Aceves, T. & M. D. Swaine. 2008. Biomass allocation and photosynthetic responses of lianas and pioneer tree seedlings to light. *Acta oecologica* 34: 3 8–4 9
- Tres, D. R. y. A. Reis. 2007. La nucleación como propuesta para la restauración de la conectividad del paisaje. In: II Seminario Internacional de Restauración Ecológica, 2007, Santa Clara, Cuba. Anais do II Simpósio Internacional de Restauración Ecológica, 2007.
- Treseder, K. K. & P. M. Vitousek. 2001. Effects of soil nutrient availability on investment in acquisition of n and p in hawaiian rain forests. *Ecology*, 82(4): 946-954.
- Trujillo, L. 2007. Evaluación de la regeneración natural y sobrevivencia de especies nativas en parcelas experimentales en potreros. Estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores del Embalse de Chisacá localidad de Usme, Bogotá D.C. O. Vargas, Grupo de restauración ecológica Universidad Nacional de Colombia (eds.). Bogotá.
- Vargas, O. (Ed.). 2007. Restauración Ecológica del Bosque Altoandino. Estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores del Embalse de Chisacá (Localidad de Usme, Bogotá D.C.). Universidad Nacional de Colombia. Departamento de Biología. Grupo de Restauración Ecológica. Convenio Interinstitucional Acueducto de Bogotá – Jardín Botánico – Secretaría Distrital de Ambiente
- Vargas, O., O. León y A. Díaz-Espinosa. (Ed.). 2009. Restauración ecológica en zonas invadidas por retamo espinoso y plantaciones forestales exóticas. Universidad Nacional de Colombia. Departamento de Biología. Grupo de Restauración Ecológica. Convenio Interinstitucional Acueducto de – Secretaría Distrital de Ambiente.



40. CARACTERIZACIÓN DEL BANCO DE SEMILLAS GERMINABLE DE PLANTACIONES DE PINOS (*Pinus patula*) Y CLAROS EN REGENERACIÓN NATURAL (ALREDEDORES DEL EMBALSE DE CHISACÁ, BOGOTÁ - LOCALIDAD DE USME - BOSQUE ALTOANDINO)

Mónica Borda Niño

Bióloga, Universidad Militar Nueva Granada. monicabio@hotmail.com

Orlando Vargas Ríos

Profesor. Dpto. de Biología. Grupo de Restauración Ecológica
Departamento de Biología Universidad Nacional de Colombia
jovargasr@unal.edu.co

RESUMEN

Se presentan los resultados de la caracterización del Banco de Semillas Germinable (BSG) de los suelos de plantaciones de pinos (*Pinus patula*) y de dos claros dentro de las plantaciones con diferente grado de regeneración natural, claro con parche de leñosas y claro de *Verbesina crassiramea*, siendo el primero más antiguo y con grado de regeneración más avanzado que el segundo. En cada sitio se tomaron 12 unidades muestrales de suelo (2147cm³ c/u) a una profundidad de 5 cm; las muestras se depositaron en bandejas de icopor (3 cm de suelo muestreado en c/u) y se ubicaron en condiciones de invernadero. Durante 4 meses, cada 15 días, se contaron las plántulas germinadas de cada morfoespecie y posteriormente se identificaron a nivel de especie. Se determinó la densidad, tamaño, riqueza, diversidad (alfa y beta) y composición de los BSG, y se caracterizó la vegetación en pie de los claros evaluados. La flora y las especies formadoras de BSG se clasificaron según formas de vida, formas de dispersión y origen. Los bancos de semillas reflejan el uso dado al suelo los estados sucesionales; a medida que la sucesión avanza, los bancos de semillas cambian de manera gradual al igual que la vegetación. Los resultados obtenidos en este estudio demuestran que los BSG de los claros evaluados son muy similares en composición y diversidad; sin embargo, la riqueza es significativamente diferente y la abundancia varía considerablemente; ambas características muestran una tendencia positiva a medida que avanza la sucesión. Por otro lado, se reafirma lo encontrado en varios trabajos en la zona templada y tropical sobre el efecto de las plantaciones de coníferas sobre el BSG; en este estudio, el BSG de las plantaciones presenta una menor riqueza y densidad, además carece de especies leñosas nativas que pudiesen aportar a la regeneración del bosque luego de la apertura de un claro. Se analizan las implicaciones de los resultados obtenidos para la restauración ecológica.

Palabras clave: Banco de semillas germinable, sucesión ecológica, restauración ecológica, plantaciones forestales.

INTRODUCCIÓN

Un disturbio es “cualquier evento relativamente discreto que desorganiza la estructura de un ecosistema, comunidad o población y produce cambios en los recursos, disponibilidad de sustrato o en el medio ambiente físico, incluyendo fluctuaciones medioambientales” (Pickett & White 1985). Una vez producido un disturbio se inicia un proceso de sucesión que está determinado principalmente por los rasgos de historias de vida de las especies. Este último término se refiere a las características propias de cada especie, que son producto de su proceso evolutivo y que le permiten desarrollarse bajo ciertas condiciones (Gliessman 2000, Lavorel & Garnier 2002). Se consideran rasgos de historia de vida características fisiológicas y ecológicas como la capacidad para colonizar, el tamaño y forma de dispersión de las semillas, la capacidad para formar un banco de semillas, la velocidad y forma de crecimiento, la altura, los mecanismos de reproducción sexual y asexual entre otras (Lavorel & Garnier 2002).

Un banco de semillas se define como la agregación de semillas que permanecen viables en el suelo sin germinar, siendo “capaces de remplazar a las plantas adultas que pueden ser anuales, muertas naturalmente o no, perennes, susceptibles a muerte por enfermedad, disturbios o consumidas por animales incluyendo el hombre” (Leck *et al.* 1989). Según el tiempo que pasan las semillas en el suelo sin germinar, los bancos de semillas se dividen en *temporales* con semillas que germinan dentro del primer año de dispersión y *persistentes* con semillas que permanecen en el suelo por más de un año (Benech *et al.* 2000, Montenegro y Vargas 2005). Los bancos de semillas son entidades dinámicas con una entrada constante de semillas a través de la dispersión y una pérdida de las mismas a causa de su germinación o muerte (Thompson *et al.* 1993, Hyatt & Capser 2000) (Figura 1).

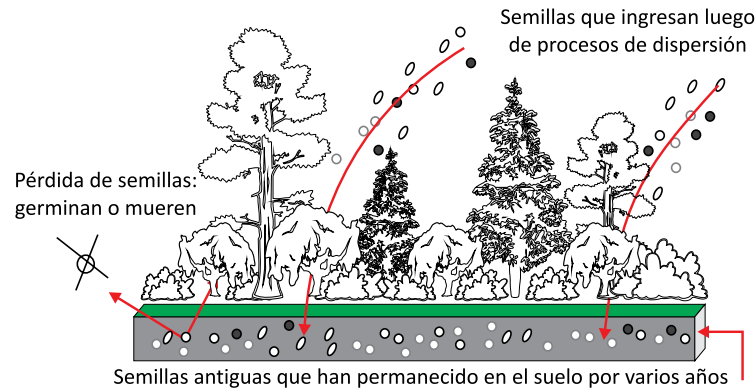


Figura 1. Esquema que muestra la formación y dinámica general de un Banco de Semillas Germinable (BSG).

La dinámica que la vegetación experimenta durante la sucesión se basa en un proceso de facilitación, que consiste en la modificación de las condiciones ambientales por parte de especies que se establecen en el lugar, ocasionando que el medio sea más propicio para el establecimiento de otras especies que para las que inicialmente crearon las condiciones. Si se aumenta la probabilidad de reemplazo por encima del autorreemplazo, se facilita la introducción de nuevas poblaciones haciendo que la sucesión avance (Salamanca & Camargo 2000, Lomolino *et al.* 2006). En claros formados por la caída de árboles, la sucesión inicia con el crecimiento y establecimiento de plántulas de especies pioneras que colonizan el lugar, o a partir de remanentes bióticos como *bancos de semillas*, bancos de plántulas e individuos reproductivos sobrevivientes al disturbio (Kricher 1999, Ferreira & Cunha 2006, Seiwa *et al.* 2008, Witkowski & Garner 2008).

En las etapas iniciales de sucesión, la vegetación dominante son hierbas y arbustos pioneros que eventualmente son sombreados por árboles de corta vida; luego el dosel es dominado por especies de árboles de mayor longevidad y altura que, sin embargo, son dependientes de luz; gradualmente la vegetación es dominada por especies tolerantes a la sombra, características de estados sucesionales avanzados; estas últimas especies se encuentran pobremente representadas en los bancos de semillas *persistentes*, debido a que las pocas semillas que producen permanecen viables en el suelo por muy poco tiempo. Los bancos de semillas *persistentes* contienen principalmente semillas de especies pioneras dependientes de luz, algunas de las cuales permanecen en el suelo desde periodos sucesionales previos. Como resultado de lo anterior, la composición del banco de semillas de áreas en etapas avanzadas de sucesión, es muy diferente de la composición de la vegetación en pie (Weiterova 2007, Zobel *et al.* 2007, Kinhal & Parthasarathy 2008). Weiterova (2007) establece una relación entre la abundancia de semillas en el banco y la fase sucesional, de manera que el banco de semillas aumenta en tamaño (número de semillas) a medida que avanza el proceso de sucesión; la mayor abundancia se explica por la gran cantidad de semillas de especies pioneras contenidas en el banco de etapas iniciales de sucesión. En áreas severamente degradadas la sucesión puede tomar varias trayectorias y el desarrollo de la estructura y función del ecosistema puede tardar, más tiempo (Kinhal & Parthasarathy 2008).

EL BOSQUE ALTOANDINO Y LAS PLANTACIONES DE ESPECIES EXÓTICAS

El bosque altoandino representa uno de los tipos de vegetación del bosque montano en Colombia; se encuentra entre el bosque andino y el subpáramo entre los 3000 a 3500m. La vegetación original de esta franja altitudinal incluye comunidades de bosques altos conformados por especies de *Weinmannia* (encenillo), *Drimys*, *Hesperomeles* (mortiños), *Clethra* y *Escallonia* (tibar) (Rangel 2002). Específicamente para los alrededores de Bogotá, Cuatrecasas (1934), afirma que la vegetación original de las montañas que forman el borde oriental de la Sabana de Bogotá, correspondía a un bosque de *W. tomentosa* como especie clímax constante y dominante. Vargas (1986) reporta para Monserrate (3200m), relictos de bosque nativo conformados por un estrato subarbóreo y arbóreo (de hasta 15 m) dominado por árboles de *Weinmannia. tomentosa* y *Drymys granadensis*.

Este ecosistema ha sido transformado a través de actividades como la deforestación, agricultura, urbanización e introducción de especies exóticas. Esta última actividad se realiza en Colombia desde los comienzos de la República y es considerada como una de las principales barreras al establecimiento de especies vegetales propias del bosque altoandino (Manrique 2004, Velasco y Vargas 2007). Las plantaciones de especies exóticas, principalmente de pinos (*P. patula*, *P. radiata*, *P. oocarpa*, *P. caribaea.*), acacias (*Acacia* spp.), cipreses (*Cupressus lusitanica*) y eucaliptos (*Eucalyptus* spp.), se han desarrollado de modo inadecuado en densidades excesivas incrementando sus efectos negativos sobre el suelo, el agua y la biodiversidad. Se ha demostrado que modifican la estructura y composición del suelo, conducen a la pérdida de la capacidad hídrica, reducen el número de hábitats

disponibles para la fauna y ofrecen sitios que no favorecen la germinación. Las acículas para el caso de las plantaciones de *P. patula* son resistentes a la descomposición generando un ciclado de nutrientes deficiente y forman en el suelo un colchón de hojas secas que impide la expresión de los bancos de semillas de otras especies, además las raíces expiden resinas que promueven la acidificación del sustrato (Evans *et al.* 2001, Salamanca y Camargo 2000, Velasco y Vargas 2007).

Según Weiterova (2007), los bancos de semillas de plantaciones de coníferas de la zona templada carecen de especies típicas de estados de regeneración avanzados; estas especies, a diferencia de las especies pioneras, presentan una baja capacidad para colonizar y forman bancos de semillas transitorios. Cardona (2007), en su trabajo realizado sobre el BSG de plantación de especies exóticas (*P. patula*, *P. radiata* y *C. lusitánica*), matorral de vegetación de subpáramo y pastizal de los predios del embalse de Chisacá, encontró resultados similares a los reportados por Weiterova (2007), las especies pioneras herbáceas son las más comunes en los BSG de los tres tipos de vegetación y las especies de estados sucesionales avanzados están ausentes. Cardona (2007), también reporta que la riqueza de especies y la diversidad es menor en las plantaciones de especies exóticas en comparación a los demás tipos de vegetación estudiados.

Los bancos de semillas se utilizan frecuentemente en la recuperación de ecosistemas degradados, debido a que las semillas que albergan pueden recuperar la vegetación y por consiguiente las dinámicas naturales del ecosistema (Leck *et al.* 1989). En este sentido, la caracterización de los bancos de semillas de las plantaciones abandonadas de pinos (*P. patula*) genera información sobre esta estrategia de restauración, que en un futuro puede ser utilizada para acelerar las dinámicas naturales que permiten restablecer el ecosistema nativo del sector. Como objetivos específicos de este estudio (1) se evaluó la densidad, diversidad, composición y tamaño del BSG de dos claros en plantaciones de pinos (*P. patula*) con diferentes grados de regeneración natural y el BSG de un sitio dentro de las plantaciones de pinos, y (2) se relacionó la composición de la vegetación en pie con la composición del BSG de los sitios estudiados. Se analizó las implicaciones de los resultados obtenidos para la restauración ecológica de los alrededores del embalse de *Chisacá*.

MATERIALES Y MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDIO

El embalse de *Chisacá* se ubica al sur de Bogotá en la zona rural de la localidad de Usme, dentro del rango altitudinal que va desde los 3000 a 3300 m. Su posición geográfica aproximada es de 74° 15' longitud Oeste y 4° 20' latitud Norte, presenta vegetación propia de la franja altoandina e hidrográficamente pertenece a la cuenca media del río Tunjuelo, siendo sus principales afluentes el río Chisacá y el río Mugroso (Mora *et al.* 2007). El sector se caracteriza por presentar una precipitación promedio anual de 757 mm y una temperatura promedio anual de 8,84 °C con fluctuaciones máximas de 1,84 °C. El régimen de lluvias es bimodal, con máximos de abril a julio y mínimos entre diciembre y febrero (Hidrogeología y Geotecnia Ambiental LTDA 2001). En el año de 1948, luego de la construcción del embalse, la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (EAAB) introdujo especies exóticas (*P. patula*, *P. radiata*, *C. lusitánica* y *Acacia spp*) que hoy en día ocupan el 37% (119,67 has) de sus alrededores. Además, sembró como cerca viva el retamo espinoso (*Ulex europeaus*), una de las 100 especies invasoras más problemáticas del mundo. Hoy en día, la zona es un mosaico de vegetación compuesto de especies exóticas entremezcladas con vegetación nativa, potreros y cultivos (Cano & Zamudio 2006, Mora *et al.* 2007) (Figura 2).



Figura 2. Área de estudio, predios de la EAAB en los alrededores del embalse de Chisacá. Escala 1: 25.000 (Mora *et al.* 2007).

SITIOS DE MUESTREO

Las plantaciones de especies exóticas de los alrededores del embalse de *Chisacá* por varias décadas han estado sometidas a disturbios por extracción de madera, pastoreo y caída de árboles. Dentro de las plantaciones se observan 3 tipos de claros que difieren en composición, ubicación y estructura: 1) claro de rastrojo de especies pioneras de bosque altoandino, 2) claro de *Espeletiopsis corymbosa* y 3) claro de vegetación de subpáramo. El claro de rastrojo de especies pioneras de bosque altoandino se caracteriza por presentar una forma indefinida que comprende áreas en donde los pinos se han caído o no se sembraron, permitiendo el desarrollo de núcleos de regeneración (Mora *et al.* 2007). Dentro de él se han creado diferentes espacios y a la vez claros más pequeños que difieren en ubicación, composición de especies y edad de formación; dos de estos fueron escogidos como áreas de estudio, además de un área dominada por plantas de pinos (*P. patula*):

Claro de *V. crassiramea*: (74° 10' 44,5" long Oeste y 4° 22' 53,2" lat Norte - 3262m) se formó a partir de la caída de árboles de pinos (*P. patula*) y se caracteriza por la dominancia de una especie pionera, nativa y leñosa (*V. crassiramea*) que crece en todos los estratos. En el área se observan individuos de esta especie, con hasta de 20 metros de altura y densas copas, generando condiciones de sombra constante en estratos inferiores. Otra especie pionera, nativa y leñosa creciendo en este claro pero con menos representatividad es *Solanum oblongifolium*. **Claro con parche de leñosas:** (74° 10' 42,3" long Oeste y 4° 22' 55,4" lat Norte - 3253m) se formó entre pinos (*P. patula*) sembrados laxamente. La baja densidad de siembra permitió el inicio de un proceso de regeneración entre los árboles después del abandono de actividades agrícolas. Según lo anterior, este claro es más antiguo que el claro de *V. crassiramea* y experimenta un grado de regeneración más avanzado. **Plantaciones de pinos (*P. patula*)** (74° 10' 28,68" long Oeste y 4° 22' 56,89" lat norte - 3251) se caracteriza por presentar en el suelo un colchón de acículas que junto con las densas copas de los árboles, restringe el ingreso de luz al suelo y zonas bajas del bosque (Figura 3).



Figura 3. Aspecto general de A) claro de *V. crassiramea* (Fuente Borda 2008), B) claro con parche de leñosas (Fuente Vargas 2009) y C) plantaciones de pinos (*P. patula*) (Fuente Pinzón & Corzo 2009).

BANCO DE SEMILLAS GERMINABLE (BSG)

En cada uno de los 3 sitios se hicieron 3 transectos de 3 m de longitud; a partir de un extremo del transecto, cada 1 m se localizó un punto de muestreo. En cada punto de muestreo se extrajo una unidad muestral conformada por 3 subunidades muestrales; cada subunidad se colectó con un cilindro metálico de 13.5 cm de diámetro por 5 cm de altura (716 cm³), de esta manera se recolectaron 2147cm³ de suelo por unidad muestral, volumen recomendado para obtener una adecuada representación del banco de semillas para ecosistemas altoandinos (Jaimes y Rivera 1990). Al momento de recolectar las muestras se retiró la capa vegetal presente y la muestra extraída correspondiente a una unidad muestral se depositó independientemente en una bolsa plástica etiquetada. Las 12 unidades muestrales de cada uno de los sitios se trasladaron a un invernadero del departamento de Biología de la Universidad Nacional de Colombia (sede Bogotá). Después de cernir cada una de las unidades muestrales a través de un tamiz de 5 mm, se depositaron en bandejas de icopor cuadradas en una capa no mayor a 3 cm de altura sobre un sustrato de 2 cm de piedras de río esterilizadas. No se utilizaron bandejas como control debido a que el invernadero era totalmente hermético y no se presentaba lluvia de semillas que pudiera contaminar las muestras.

El conteo de las plántulas (morfoespecies diferentes) se realizó quincenalmente desde el 21 de Agosto hasta el 17 de diciembre de 2008, después de esta fecha no se registraron nuevas germinaciones. Una vez contadas, las plántulas eran retiradas de las bandejas con el fin de dejar espacio para la germinación de más semillas. Las bandejas fueron regadas diariamente con un aspersor hasta humedecer completamente el suelo. Entre 4 y 5 plántulas de las morfoespecies removidas en cada conteo, se transplantaron a materas para su identificación posterior. Las plantas con flor fueron procesadas para obtener ejemplares de herbario y las morfoespecies que no desarrollaron flor se buscaron en campo en estado adulto, de estos individuos también

se obtuvieron ejemplares de herbario. El secado de las plantas se realizó en el horno del Instituto de Ciencias Naturales de la Universidad Nacional de Colombia y la identificación se realizó mediante consulta bibliográfica, claves taxonómicas y asesoría de expertos. Una vez identificadas las morfoespecies hasta el nivel taxonómico posible, se clasificaron según su forma de vida (árbol, arbusto, hierba, enredadera, liana y epífita) (Pedraza *et al.* 2004, Vallejo *et al.* 2005, Simpson 2006), forma de dispersión (barocoria, zoocoria, autocoria y anemocoria) (Simpson 2006) y origen (nativas y no nativas) (Sánchez *et al.* 2005, Montenegro y Vargas 2005). Los anteriores rasgos de historia de vida permitieron establecer correspondencia de las plantas formadoras de bancos de semillas con algún periodo sucesional en particular (Figura 4).

CARACTERIZACIÓN DE LA VEGETACIÓN EN PIE

En los claros se realizaron 3 parcelas de 9 m²; se determinó la estratificación (según lo propuesto por Rangel y Lozano 1986), riqueza de especies y cobertura vegetal de cada una de ellas. No se caracterizó la vegetación en pie de las plantaciones, debido a que el sitio se encuentra dominado en el estrato subarbóreo y arbóreo por individuos de *P. patula* que restringen el establecimiento de especies vegetales en estratos inferiores. Para realizar la identificación de los individuos se colectaron muestras vegetales preferiblemente con flor, que posteriormente se procesaron y secaron en un horno del Herbario Nacional Colombiano (COL), Instituto de Ciencias Naturales de la Universidad Nacional de Colombia. Junto con registros fotográficos, claves taxonómicas y el material colectado, la vegetación en pie se identificó hasta el nivel taxonómico más bajo posible. La flora se describió, al igual que el BSG, según formas de vida, formas de dispersión y origen.

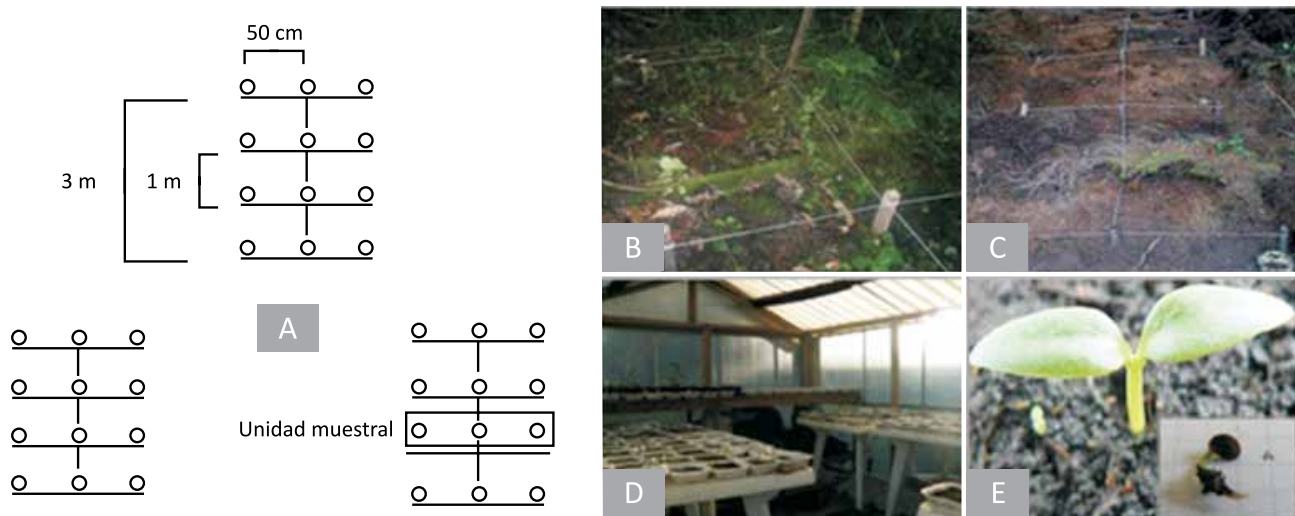


Figura 4. A) Diseño para la extracción de muestras del BSG, B) transectos realizados para la extracción de muestras en el claro con parche de leñosas y C) plantaciones de pino (*P. patula*). D) ubicación de las unidades muestrales en bandejas de icopor marcadas. E) semilla y plántula de *S. oblongifolium* creciendo en bandeja de icopor.

ANÁLISIS DE DATOS

La *densidad* se estimó por metro cuadrado dividiendo la abundancia absoluta de la especie sobre el área de la base del cilindro con el cual se tomó la unidad muestral, es decir $36(3.1416)r^2$, se multiplicó por 36 porque corresponde al número subunidades muestrales que se tomaron por sitio. El tamaño de los BSG se calculó sumando las abundancias absolutas de cada una de las especies (Baskin & Baskin 2000). Los datos obtenidos se tabularon y se realizaron gráficas para describir las principales tendencias.

Se estimó la diversidad alfa y beta de los BSG estudiados; el índice alfa permite caracterizar un sitio con un determinado grado de regeneración y la diversidad beta determinar la relación y diferencia que existen entre lugares con diferente etapa sucesional (Soutwood & Henderson 2000). La *diversidad alfa* se calculó mediante índices de riqueza (índice de Margalef), de abundancias de especies (índices de Simpson y Shannon) y modelos de abundancia (distribución geométrica, serie logarítmica ó distribución logarítmica normal). El índice de Margalef estima el número de especies diferentes en una muestra a través de una relación logarítmica y los índices de Simpson y Shannon, relacionan las abundancias y la distribución de las mismas en las diferentes especies; el índice de Simpson varía entre 0 y 1, con 0 representando una baja diversidad y máxima dominancia; el

índice de Shannon oscila entre 1.5 y 3.5, a medida que su valor aumenta la abundancia se distribuye de manera más uniforme. La *diversidad beta* se analizó por medio de los coeficientes cualitativo y cuantitativo de Sørensen, el primero permite comparar los BSG teniendo en cuenta la composición de especies, mientras que el segundo, considera las abundancias absolutas de las especies germinadas. Estos índices son iguales a 1 en caso de similitud completa e igual a 0 si los sitios son disimilares (Magurran 1989, Krebs 2000, Soutwood & Henderson 2000). Los índices del nivel alfa se calcularon utilizando el software PAST (Paleontological Statistics Software) versión 1.75b. El nivel beta se calculó mediante el programa EstimateS (Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples) versión 7.5.2 y BioDiversity- Pro Professional versión 2 (McAleece 1997, Hammer & Harper 2001, Colwell 2006).

La comparación estadística de la riqueza de los BSG se realizó mediante la prueba no paramétrica de Kruskal–Wallis. La densidad y tamaño de los BSG se comparó por medio de la prueba no paramétrica de Friedman y las medidas de diversidad utilizando la prueba T. Las pruebas se calcularon utilizando el programa estadístico MiniTab y se trabajó con un grado de significancia de 0,05 (5%). A través del programa PAST (versión 1.75b), se realizaron pruebas de bondad de ajuste con χ^2 para estimar cual de los modelos de distribución de abundancia propuestos se ajustaba a los datos obtenidos en cada sitio.

RESULTADOS

DENSIDAD Y TAMAÑO DE LOS BSG

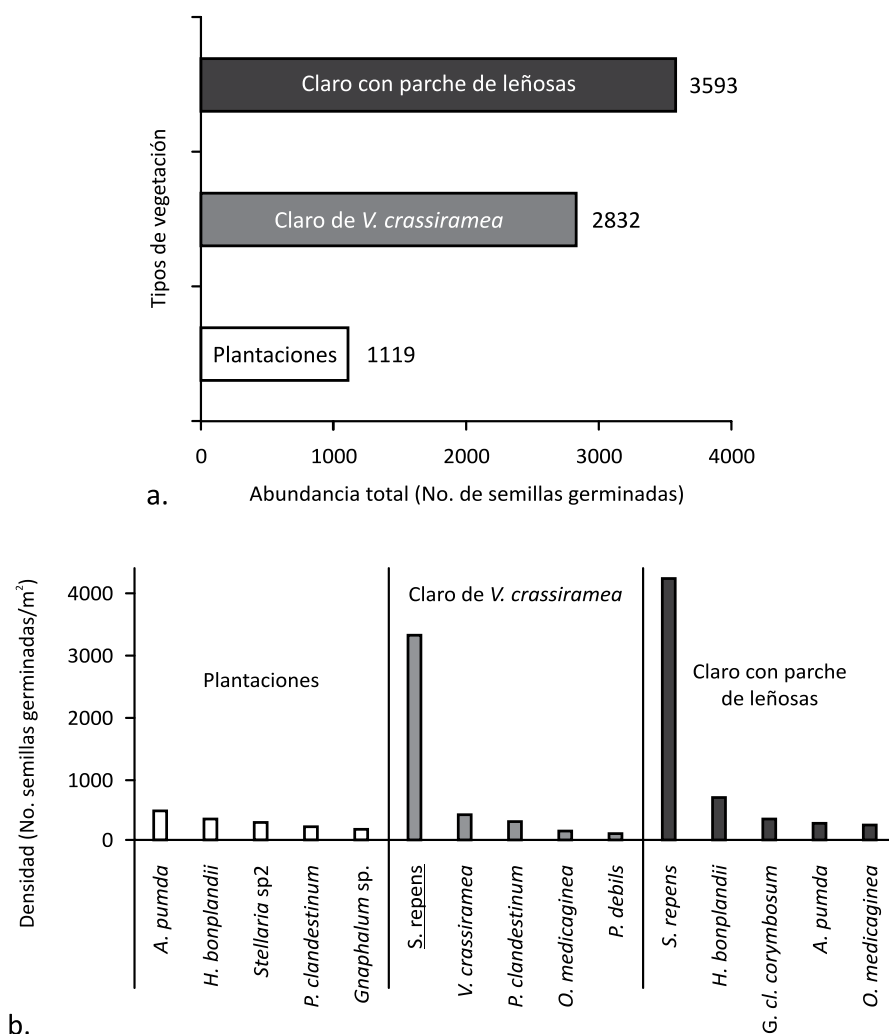


Figura 5. a) Abundancia total del BSG en los tipos de vegetación claro con parche de leñosas, claro de *V. crassiramea* y plantaciones. b) especies más dominantes en el BSG de los sitios estudiados.

En las muestras de suelo colectadas en el claro con parche de leñosas germinaron 3593 semillas, siendo este el lugar con mayor número de semillas germinadas; el BSG del claro de *V. crassiramea* presentó una abundancia menor con 2832 semillas germinadas seguido por las plantaciones con 1119 semillas germinadas. Con un grado de significancia del 0,05, el análisis estadístico de Friedman indicó que no existen diferencias significativas entre las abundancias de los 3 sitios estudiados; sin embargo, con un grado de significancia de 0,10, si existen diferencias significativas entre las abundancias de los tres sitios como medida del tamaño de los BSG ($S = 5.12$; $gl = 2$; $P = 0.077$). El claro con parche de leñosas presentó 761 semillas más que el claro de *V. crassiramea*, cifra que podría reflejar cambios en la abundancia del banco a medida que avanza la sucesión. El BSG del claro con parche de leñosas presentó la mayor densidad con 6973 semillas/ m², seguido del claro de *V. crassiramea* con 5496 semillas/ m² y las plantaciones con 2172 semillas/ m². Estadísticamente, la densidad se comportó de manera similar a la abundancia; existen diferencias significativas al comparar los BSG de los 3 sitios con un grado de significancia de 0,10 ($S = 5.12$; $gl = 2$; $P = 0.077$). En el BSG de las plantaciones las especies con mayor densidad fueron *Anagallis pumila* (479 semillas/ m²), *Hydrocotyle bonplandii* (363 semillas/ m²) y *Stellaria sp2* (295 semillas/ m²); en el claro de *V. crassiramea*, *Sibthorpia repens* (3377 semillas/ m²), *V. crassiramea* (423 semillas/ m²) y *Pennisetum clandestinum* (330 semillas/ m²), y en el claro con parche de leñosas las especies con densidades mayores correspondieron a *S. repens*, *H. bonplandii* y *Galium cf. corymbosum* con 4269 semillas/ m², 710 semillas/ m² y 351 semillas/ m² respectivamente (Figuras 5 a y b).

COMPOSICIÓN DE LOS BSG

En el BSG de los tres sitios germinaron en total 7544 semillas distribuidas en 47 especies, pertenecientes a 24 familias y 32 géneros. No se logró identificar 6 morfoespecies (12%) del total de especies registradas. De las 24 familias identificadas, la familia Asteraceae fue la más abundante con 5 especies, seguida de Cariophyllaceae con 4 especies; el resto de las familias estuvieron representadas por menos de 3 especies. En cuanto a los rasgos de historia de vida, los BSG de los tres sitios están conformados en su mayoría por hierbas; las especies de enredaderas y lianas fueron más abundante en el BSG del claro con parche de leñosas, y las especies arbustivas (*Rubus sp.*, *Salpichroa tristis* y *Solanum nigrum*) fueron las mismas en ambos claros. Las especies arbóreas están ausentes en el BSG de las plantaciones, mientras que en el claro de *V. crassiramea* y claro con parche de leñosas se encontraron dos especies arbóreas comunes: *S. oblongifolium* y *V. crassiramea*; a pesar de estar presente en ambos sitios, esta última especie tuvo un BSG más abundante en el claro de *V. crassiramea*. En cuanto a la forma de dispersión y origen, las especies anemócoras y nativas fueron las más abundantes en BSG de los tres sitios estudiados (Anexo 1) (Tabla 1).

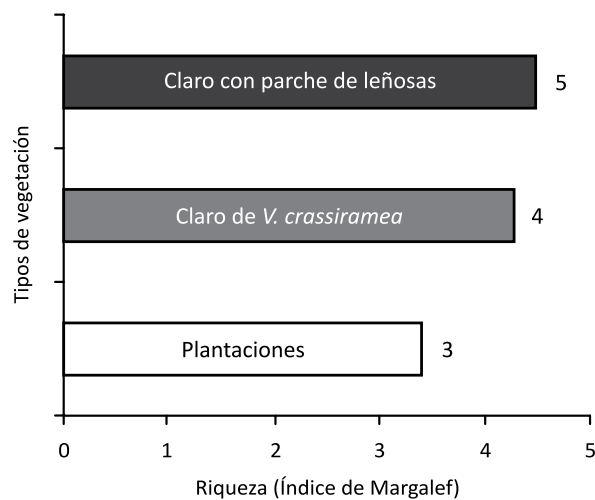


Figura 6. Riqueza de los BSG de plantaciones, claro de *V. crassiramea* y con parche de leñosas.

DIVERSIDAD DEL BSG

La riqueza estimada mediante el índice de Margalef presentó diferencias significativas ($Kw_{(0,05)} = 9.79$ $DF = 2$ $P = 0.008$) entre los tres sitios estudiados, siendo mayor para el claro con parche de leñosas ($M= 4,52$), intermedia para el claro de *V. crassiramea* ($M=4,27$) y menor para las plantaciones ($M=3,41$). Lo anterior concuerda con el número de especies diferentes formadoras de BSG; en el claro con parche de leñosas germinaron 38 especies, en el claro de *V. crassiramea* 35 y en las plan-

taciones 25 especies. Según el índice de diversidad de Shannon, el BSG de las plantaciones es el más diverso ($H' = 2,38$ bits), indicando que se presentan distribuciones similares de las abundancias de las especies germinadas, significativamente diferente a los otros dos sitios estudiados ($t_{0,05}(2) = 14,35$; $v = 4031 = 1,96$). El BSG del claro de *V. crassiramea* y claro con parche de leñosas son los menos diversos ($H' = 1,77$ y $1,67$ bits respectivamente), estadísticamente iguales ($t_{0,05}(2) = -1,89$; $v = 4214 = 1,96$) como resultado de la dominancia de *S. repens* que contiene el 61% de los individuos en ambos sitios. En las plantaciones *S. repens* es una especie rara con solo 1 individuo. El índice de Simpson (1-D) presentó un comportamiento similar al anterior; fue mayor en las plantaciones (1-D=0,87) y menor en el claro de *V. crassiramea* y claro con parche de leñosas (1-D=0.60 en ambos sitios) (Figura 6 y Tabla 2).

Tabla 1. Familia, forma de vida, forma de dispersión, origen y abundancia de las especies germinadas en el BSG del área dominada por plantas de pinos (*P. patula*), claro de *V. crassiramea* y claro con parche de leñosas.

Especie	Familia	Forma de vida	Forma de dispersión	Origen	Abundancia Absoluta			Total
					Plantaciones	Claro de <i>V. crassiramea</i>	Claro con parches de leñosas	
<i>Hydrocotyle bonplandii</i>	Apiaceae	Hierba	Anemócora	Nativo	187	40	366	593
<i>Niphogeton sp.</i>	Apiaceae	Hierba	Anemócora	Nativo	2	0	0	2
<i>Verbesina crassiramea</i>	Asteraceae	Arbol	Anemócora	Nativo	0	218	1	219
Indet. 1	Asteraceae	Hierba			0	0	3	3
<i>Gnaphalium sp.</i>	Asteraceae	Hierba	Anemócora	Nativo	97	11	10	118
<i>Gnaphalium spicatum</i>	Asteraceae	Hierba	Anemócora	Nativo	1	2	4	7
<i>Alloispermum caracasenum</i>	Asteraceae	Liana	Anemócora	Nativo	0	0	1	1
<i>Stellaria cuspidata</i>	Cariophyllaceae	Enredadera	Anemócora	Nativo	0	49	25	74
<i>Cerastium arvense</i>	Cariophyllaceae	Hierba	Anemócora	Nativo	3	8	3	14
<i>Stellaria sp1.</i>	Cariophyllaceae	Enredadera	Anemócora		11	52	6	69
<i>Stellaria sp2.</i>	Cariophyllaceae	Enredadera	Anemócora		152	1	0	153
<i>Hypericum cf. silenoides</i>	Clusiaceae	Hierba	Anemócora	Nativo	16	0	0	16
<i>Dichondra repens</i>	Convolvulaceae	Hierba	Anemócora	No nativa	15	2	4	21
<i>Rorippa cf. pinnata</i>	Cruciferaeae	Hierba	Anemócora	Nativo	37	5	3	45
<i>Trifolium repens</i>	Fabaceae	Hierba	Zoocora	No nativa	9	0	13	22
<i>Geranium lindenianum</i>	Geraniaceae	Hierba	Zoocora	Nativo	1	0	0	1
<i>Geranium sibbaldioides</i>	Geraniaceae	Hierba	Zoocora	Nativo	0	0	1	1
<i>Sisyrinchium angustifolium</i>	Iridaceae	Hierba	Anemócora	Nativo	0	25	40	65
<i>Oxalis cf. corniculata</i>	Oxalidaceae	Hierba	Zoocora	No nativa	0	2	0	2
<i>Oxalis medicaginea</i>	Oxalidaceae	Hierba	Anemócora	Nativo	30	84	136	250
<i>Passiflora mixta</i>	Passifloraceae	Liana	Zoocora	Nativo	0	0	1	1
<i>Phytolacca bogotensis</i>	Phytolaccaceae	Hierba	Zoocora	Nativo	0	42	102	144

<i>Peperomia rotundata</i>	Piperaceae	Hierba	Zoocora	Nativo	0	15	1	16
<i>Plantago sp.</i>	Plantaginaceae	Hierba	Zoocora	Nativo	0	2	0	2
<i>Pennisetum clandestinum</i>	Poaceae	Hierba	Anemocóra	No nativa	105	170	67	342
<i>Muehlenbeckia tamnifolia</i>	Polygonaceae	Liana	Zoocora	Nativo	2	1	20	23
<i>Rumex acetosella</i>	Polygonaceae	Hierba	Anemocóra	No nativa	0	0	2	2
<i>Calandrinia ciliata</i>	Portulacaceae	Hierba	Anemocóra	Nativo	0	2	0	2
<i>Anagallis pumila</i>	Primulaceae	Hierba	Anemocóra	Nativo	247	30	141	418
<i>Thalictrum cf. longistylum</i>	Ranunculaceae	Hierba	Anemocóra		0	11	1	12
<i>Rubus sp.</i>	Rosaceae	Arbusto	Zoocora	Nativo	0	27	33	60
<i>Lachemilla cf. aphanoides</i>	Rosaceae	Hierba	Anemocóra	Nativo	41	24	21	86
<i>Lachemilla orbiculata</i>	Rosaceae	Hierba	Anemocóra	Nativo	44	14	3	61
<i>Galium cf. corymbosum</i>	Rubiaceae	Enredadera	Zoocora	Nativo	91	38	181	310
<i>Galium hypocarpium</i>	Rubiaceae	Enredadera	Zoocora	Nativo	4	5	32	41
<i>Digitalis purpurea</i>	Scrophulariaceae	Hierba	Anemocóra	No nativa	1	31	49	81
<i>Alonsoa meridionalis</i>	Scrophulariaceae	Hierba	Anemocóra	Nativo	0	14	2	16
<i>Sibthorpia repens</i>	Scrophulariaceae	Hierba	Anemocóra	Nativo	1	1740	2200	3941
<i>Solanum oblongifolium</i>	Solanaceae	Arbol	Zoocora	Nativo	0	15	32	47
<i>Salpichroa tristis</i>	Solanaceae	Arbusto	Zoocora	Nativo	0	15	4	19
<i>Solanum nigrum</i>	Solanaceae	Arbusto	Zoocora	Nativo	1	41	39	81
<i>Parietaria debilis</i>	Urticaceae	Enredadera	Anemocóra	No nativa	0	60	12	72
Indet. 3		Enredadera			0	0	3	3
Indet. 2		Hierba			13	1	28	42
Indet. 4		Hierba			0	35	0	35
Indet. 5		Hierba			0	0	3	3
Indet.7		Hierba			8	0	0	8
TOTAL					1119	2832	3593	7544

Tabla 2. Índices de abundancia calculados para los sitios de estudiados.

	Shannon (H')	Simpson (1-D)
Plantaciones	2,38	0,87
Claro de <i>V. crassiramea</i>	1,77	0,60
Claro con parche de leñosas	1,67	0,60

En cuanto a los modelos de distribución de abundancias, el BSG de las plantaciones se ajusta al modelo geométrico ($X^2_{(0,05)} = 13,69$; gl 24); según este modelo y tal como demuestran los datos obtenidos en esta investigación, las plantaciones de pino se caracterizan por presentar un BSG bajo condiciones ambientales severas y pobre en especies; pocas especies son dominantes las restantes prácticamente raras. El BSG del claro de *V. crassiramea* y claro con parche de leñosas se aproximaron al modelo normal logarítmico ($X^2_{(0,05)} = 7,42$; gl 34) ($X^2_{(0,05)} = 4,04$; gl 37), respectivamente. Según Magurran (1989), Bravo (1991) y Krebs (2000), cuando un gran número de factores actúan para determinar el valor de una variable, la variación azarosa de esos factores genera que la variable se distribuya de manera normal; para nuestro caso, la variable corresponde al número de individuos por especie y los factores determinantes son todos los procesos que gobiernan la comunidad ecológica después de la apertura de un claro, tales como la competencia y la dominancia.

El análisis de la diversidad Beta según el coeficiente cualitativo y cuantitativo Sørensen arrojó los siguientes resultados: el BSG del claro de *V. crassiramea* y claro con parche de leñosas presentan una similitud de 0,82 en composición de especies y de 0,71 en sus abundancias. Teniendo en cuenta que estos índices presentan un valor de 1 si la similitud es completa, los resultados indican que a medida que el proceso de sucesión avanza, las especies se reemplazan lentamente en el BSG mientras que sus abundancias cambian más rápidamente.

RELACIÓN ENTRE LA VEGETACIÓN EN PIE Y EL BSG

En el claro de *V. crassiramea* se registraron 20 especies en la vegetación en pie, de las cuales 9 (45%) forman BSG. Las especies con mayor cobertura en la vegetación en pie fueron *V. crassiramea* (39%), *Peperomia rotundata* (32%), *Cestrum sp.* (22,7%) y *Peperomia microphylla* (11%), las demás especies presentaron coberturas menores al 10%. De estas especies, forman BSG *V. crassiramea* y *P. rotundata* con 218 y 15 semillas germinadas respectivamente. Es decir, solo una especie abundante en el BSG presenta una de las mayores coberturas en vegetación en pie. En el claro con parche de leñosas se encontraron 24 especies, de las cuales 14 (58%) forman BSG. Las especies de mayor cobertura en la vegetación fueron *P. rotundata* (45% cobertura), *M. jussieui* (33% cobertura), *P. microphylla* (33% cobertura), *S. oblongifolium* (20% de cobertura), *Monnina aestuans* (15% cobertura) y *G. cf. corymbosum* (13% cobertura); las demás especies presentan coberturas de menos del 10%. De las anteriores especies, *P. rotundata*, *S. oblongifolium*, y *G. cf. corymbosum* están presentes en el BSG, siendo la más abundante *G. cf. corymbosum* y *S. oblongifolium* con 181 y 32 plántulas respectivamente. Para este caso, 2 de las 5 especies abundantes en el BSG presentan coberturas elevadas en la vegetación en pie.

DISCUSIÓN

TAMAÑO, COMPOSICIÓN Y DIVERSIDAD DE LOS BSG

Para bosques altoandinos en estado de sucesión secundaria, varios autores reportan densidades menores a las que se presentaron en los BSG estudiados: Montenegro & Vargas (2005), señalan BSG con 3954 semillas/m² en los alrededores del embalse de San Rafael; Acosta & Vargas (2007), registran BSG con densidades que fluctúan entre 1830 a 3442 semillas/m² en la Reserva Forestal Municipal de Cogua. Específicamente para los alrededores del embalse de Chisacá, Cardona (2007), encontró una densidad de 1035 semillas/m² en el BSG de áreas con matorral mixto de vegetación de subpáramo. En este estudio, la densidad del BSG fue mucho mayor, fluctuó entre 6973 a 5496 semillas/m², siendo mayor para el claro con parche de leñosas y menor para claro de *V. crassiramea*. Esta variación posiblemente refleja diferentes regímenes de disturbio en los alrededores del embalse de Chisacá, y en la franja altoandina teniendo en cuenta los resultados de Montenegro & Vargas (2005) y Acosta & Vargas (2007). Según Thompson *et al.* (1998), un lugar sometido a un alto régimen de disturbio y por consiguiente inestable, presenta un BSG con una mayor densidad debido al ingreso de semillas persistentes de especies pioneras herbáceas invasoras o nativas, ajenas al bosque. En lugares más estables, la vegetación produce semillas de baja persistencia en el suelo y se forman bancos menos abundantes (Vosse *et al.* 2008).

A nivel local, las diferencias observadas entre sitios posiblemente responden a la dinámica del banco de semillas a medida que transcurre la sucesión; en las plantaciones, la baja densidad se debe a las condiciones generadas por los individuos de pinos (*P. patula*); se ha demostrado que modifican la estructura y composición del suelo y que ofrecen sitios que no favorecen la germinación, debido a las alteraciones bioquímicas que producen en el sustrato (Velasco y Vargas 2007, Evans 2001). La mayor densidad del BSG del claro con parche de leñosas nativas (claro más antiguo que el claro de *V. crassiramea*), posiblemente indica que existen cambios en la contribución de semillas por parte de las especies pioneras de la vegetación a medida que avanza la sucesión. En etapas iniciales el banco de semillas tiende a incrementar en densidad debido al aporte de semillas de las especies pioneras que van colonizando el lugar; estas especies encuentran gran disponibilidad recursos aumentando la probabilidad de

establecerse y sobrevivir, además, forman bancos de semillas persistentes asegurando la permanencia de su población (Witkowski & Garner 2008, Weiterova 2007, Thompson *et al.* 1998).

La baja abundancia de especies de árboles y la alta abundancia relativa de hierbas pioneras encontrada en este trabajo, también fue reportado en el estudio del banco de semillas de Cardona (2007) para los alrededores del embalse de Chisacá, y en otros trabajos sobre bancos de semillas de bosque tropical y templados en sucesión secundaria (Montenegro y Vargas 2005, Jaimes y Rivera 1990, Bossuyt *et al.* 2002). Los BSG de los lugares investigados, contienen especies herbáceas reportadas como colonizadoras nativas agresivas; estas especies, características de otras comunidades vegetales cercanas, ingresaron en el área favorecidas por el disturbio y la pérdida de cobertura de las especies propia del bosque altoandino. Es el caso de especies del páramo como *S. repens*, *Gnaphalium spicatum*, *Lachemilla* cf. *aphanoides*, *Lachemilla orbiculata*, *G. hypocarpium*, *Geranium sibbaldioides* e *H. bonplandii* (Pedraza *et al.* 2004, Cárdenas y Vargas 2008, Montenegro y Vargas 2005). *A. pumila*, especie dominante en el BSG de las plantaciones, es una especie nativa asociada a cultivos, potreros y bordes de caminos de la región Andina (Fernández y Hernández 2007, Mendoza y Ramírez 2001). También son comunes en los BSG estudiados, las especies no nativas como *Trifolium repens*, *Rumex acetosella* y *Digitalis purpurea* e invasoras como *P. clandestinum*. Las anteriores especies son características de campos agrícolas y pastizales aledaños al amblase de Chisacá, por tanto, es posible que una vez formados los claros y favorecidas por las condiciones posdisturbio, hayan colonizado el área y formado BSG para asegurar su permanencia en la comunidad (Mendoza y Ramírez 2001, Fernández y Hernández 2007). Según Guariguata & Ostertag (2000), el tipo dominante de uso de la tierra en los alrededores influye directamente en la composición y densidad del BSG. La composición y densidad de los bancos de semillas rodeados por un paisaje agrícola, contiene gran cantidad de especies herbáceas y arbustivas dependientes de luz, mientras que el banco de semillas rodeado por un bosque maduro presenta menor proporción de especies herbáceas asociadas a cultivos. Teniendo en cuenta la historia de uso del suelo de las áreas estudiadas, que incluye el desarrollo de cultivos y posterior establecimiento de las plantaciones, también es posible que estas especies ajenas al bosque y asociadas a sistemas de cultivo, hubiesen sido parte de la vegetación pasada y hayan formado BSG persistentes.

El esquema de la figura 7, resume la manera como posiblemente se formaron y enriquecen actualmente los BSG de las áreas estudiadas: según la composición y abundancia de cada una de las especies de los BSG, la comunidad vegetal del páramo y los agroecosistemas aledaños al embalse hacen un aporte de semilla importante al claro de *V. crassiramea* y claro con parche de leñosas, por su parte, los relictos de vegetación nativa del bosque altoandino hacen un aporte de semillas mínimo a estos dos sistemas. Debido a las condiciones generadas por las plantaciones, la comunidad vegetal del páramo, los agroecosistemas aledaños al embalse y los relictos de vegetación nativa, realizan un aporte de semillas mínimo a su BSG. Posiblemente existe flujo de semillas entre los claros evaluados y un enriquecimiento local debido al aporte de semillas por parte de la vegetación en pie.

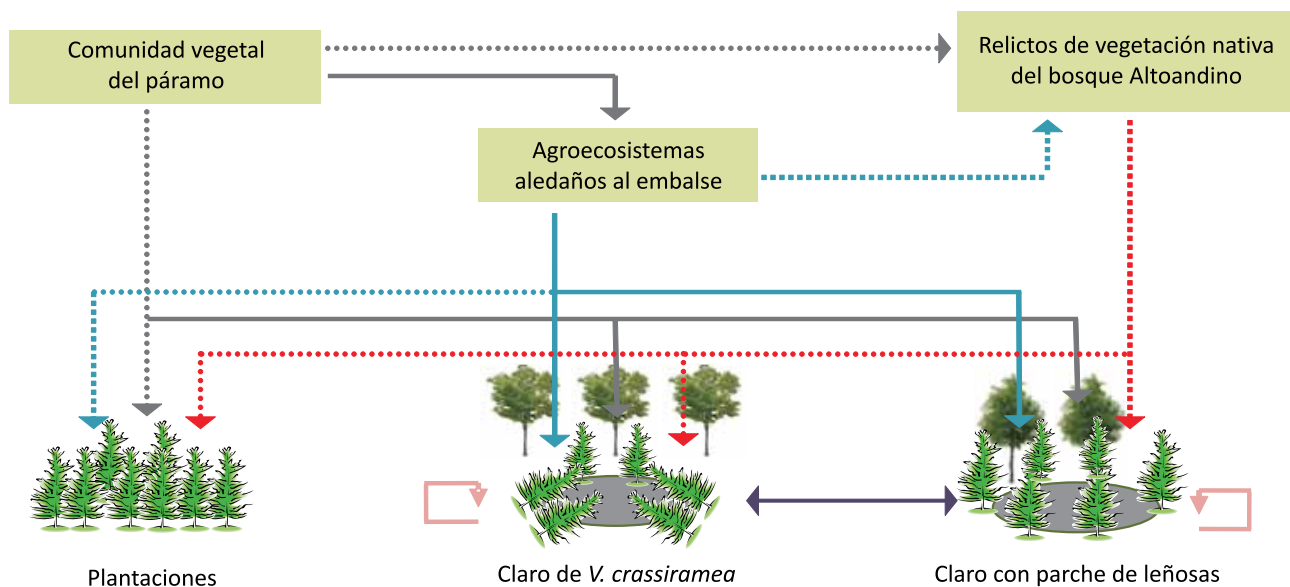


Figura 7. Esquema que muestra la manera como posiblemente se formaron y enriquecen actualmente los BSG de las áreas estudiadas. La línea sólida indica un aporte de semillas mayor que la línea punteada.

En cuanto a la riqueza de los BSG, los resultados de este trabajo difieren de lo reportado por Cardona (2007) para los alrededores del embalse de Chisacá. En su trabajo encontró una riqueza que varió entre 19 y 33 especies, mientras que en este estudio la riqueza fue superior con 25 a 38 especies. En su investigación, al igual que en este estudio, la riqueza fue menor para las plantaciones de especies exóticas. Los anteriores datos de nuevo reflejan las alteraciones que ocasionan las plantaciones de coníferas sobre el BSG: las características del suelo no favorecen la formación de un banco, y las semillas contenidas en él se van agotando a medida que germinan o mueren; a su vez, las plantaciones no permiten el crecimiento de especies pioneras, principales contribuyentes de semillas al banco (Cavelier y Santos 1999, Weiterova 2007). Los resultados obtenidos en este trabajo, son similares a los reportados por Zobel *et al.* (2007), para el BSG de un bosque de coníferas de la zona templada sometido a diferentes regímenes de disturbio. El encontró que el BSG de un bosque mixto de coníferas es relativamente pobre en semillas y en riqueza en comparación a un bosque dentro de las plantaciones que experimenta un proceso de regeneración natural. De manera similar, Vosse *et al.* (2008), encontró que el BSG de un área dominada por especies exóticas presenta un declinamiento en la integridad de la comunidad tanto en términos de riqueza como de densidad, tal como se presentó en este estudio.

Respecto a la diversidad alfa, los datos muestran que en el BSG de las plantaciones existe una distribución similar de las abundancias de las especies, menos dominancia y por tanto mayor diversidad, quizás las características del sustrato restringen el número de semillas que pueden permanecer viables en el banco y germinar, ocasionando que las abundancias de las especies sean más homogéneas. En el BSG del claro de *V. crassiramea* y claro con parche de leñosas, *S. repens*, contiene más del 50% del total de individuos, generando mayor dominancia, menos equitatividad, y por tanto una menor diversidad. La diversidad Beta mostró que los BSG del claro de *V. crassiramea* y claro con parche de leñosas, son más similares en composición de especies que en sus abundancias; esta variación puede obedecer a diferencias en la composición de la vegetación en pie y a los factores que afectan la dispersión de semillas como la abundancia de vectores de dispersión para especies zoocoras y variaciones geoclimáticas para especies anemócoras (Kaeli *et al.* 2008, Vosse *et al.* 2008). Adicionalmente, parte de la heterogeneidad observada está relacionada con las influencias bióticas/abióticas sobre la latencia de las semillas (Baskin & Baskin 2000).

Los Bancos de semillas reflejan el uso dado al suelo y parte de las comunidades vegetales de estados sucesionales previos; a medida que la sucesión avanza, los bancos de semillas cambian de manera gradual al igual que la vegetación (Leck *et al.* 1989, Fisher *et al.* 2008, Smith *et al.* 2008). Los resultados obtenidos en este estudio demuestran lo anterior, dado que los BSG de los claros evaluados son muy similares en composición y diversidad; sin embargo, la riqueza es significativamente diferente y la abundancia varía considerablemente; ambas características muestran una tendencia positiva a medida que avanza la sucesión. Por otro lado, se reafirma lo encontrado en varios trabajos de la zona templada (Weiterova 2007, Augusto *et al.* 2001, Zobel *et al.* 2007) y tropical (Cavelier y Santos 1999, Cardona 2007) sobre el efecto de las plantaciones de coníferas sobre el BSG; en este estudio, el BSG de las plantaciones es el de menor riqueza y densidad, además carece de especies leñosas nativas que pudiesen aportar a la regeneración del bosque luego de la apertura de un claro (Figura 8).

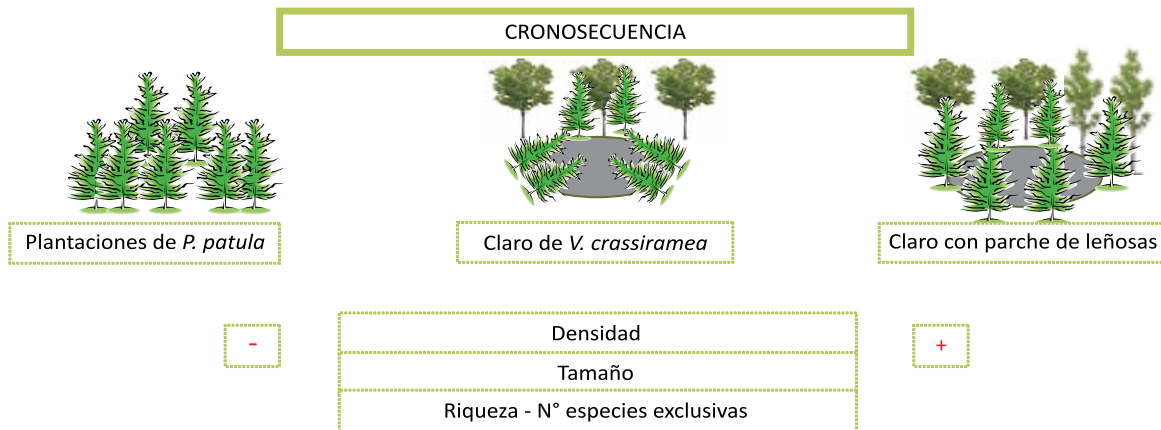


Figura 8. Esquema de síntesis que muestra la tendencia general de los BSG en densidad, riqueza y tamaño.

En las plantaciones no hay correspondencia entre en BSG y la vegetación en pie. Según los resultados obtenidos, un bosque monoespecífico de la especie *P. patula* no forma BSG y restringe el establecimiento de especies en estratos inferiores. Es probable, que el BSG se constituya de especies que formaron parte de la vegetación de estados sucesionales previos y/o de semillas que ingresaron al suelo recientemente y que no germinaron debido a las condiciones constantes de sombra. Se debe tener en cuenta,

que el BSG de este lugar, se conforma en su mayoría de especies herbáceas pioneras dependientes de luz para su germinación. En el claro de *V. crassinamea* el 45% de las especies de la vegetación presentaron un BSG, pero tan solo una especie (*V. crassinamea*) abundante en el BSG presentó una de las mayores coberturas en vegetación en pie. Para el claro con parche de leñosas, se presentó un comportamiento similar el 58% de las especies de la vegetación presentaron un BSG, pero solo 2 de las 5 especies con mayor abundancia en el BSG presentaron coberturas elevadas en vegetación en pie. Estos resultados son similares a los reportados por Montenegro y Vargas (2005) para los alrededores del embalse de San Rafael, aproximadamente 16 especies fueron comunes entre el bosque y el BSG; el 62% de las especies del bosque tuvo un BSG y las especies más abundantes del banco no lo fueron en la vegetación. Los anteriores resultados se pueden explicar si se tiene en cuenta lo propuesto por Chang *et al.* (2001) sobre la correspondencia entre el BSG y la vegetación en pie: una similitud importante en composición de especies, como la que se presentó en este trabajo, se espera en etapas iniciales de sucesión secundaria, momento en el cual el BSG se expresa y establece una comunidad. Es probable que las especies más abundantes en el banco, que no fueron las de mayor cobertura en la vegetación en pie, correspondan a especies que formaron parte representativa de la vegetación pasada en estados sucesionales previos y que ahora dominan el BSG (Montenegro y Vargas 2005). Por otra parte, es posible que en respuesta a la falta de un sitio adecuado para la germinación y establecimiento de plántulas ("safe site"), algunas especies hayan estado presentes en el BSG y ausentes en el vegetación en pie (Chang *et al.* 2001, Gliessman 2000).

IMPLICACIONES DE LOS RESULTADOS OBTENIDOS PARA LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA DE LOS ALREDEDORES DEL EMBALSE DE CHISACÁ

Disminuir la densidad de las plantaciones de coníferas mediante la formación de claros, resulta ser una estrategia adecuada para la restauración ecológica de la vegetación. En las zonas abiertas, se desarrolla un microclima diferente al de las zonas sombreadas y el aumento en la irradiación causa un incremento en la temperatura del sustrato, que favorece la germinación de las semillas de especies pioneras almacenadas en el suelo. La composición del banco depende de la vegetación en pie, de la vegetación previa a las plantaciones y de la longevidad de las semillas bajo condiciones locales. Una vez abiertos los claros, la composición inicial de la vegetación será similar a la composición del banco de semillas (Seiwa *et al.* 2008, Leck *et al.* 1989). Si se realiza un clareo dirigido en el sector en donde se tomaron las muestras de suelo para el análisis del BSG de las plantaciones, la composición inicial de la vegetación, podría ser similar a la composición de los BSG encontrada en este estudio, es decir, en estados sucesionales iniciales serían comunes especies herbáceas pioneras asociadas a sistemas agrícolas y pastizales como *A. pumila*, *S. repens*, *H. bonplandii*, *P. clandestinum* y especies del género *Stellaria*.

La falta de arribo de semillas de especies pioneras leñosas es visible en los claros evaluados. Con el establecimiento de las plantaciones de especies exóticas, además de especies invasoras como *U. europeus* se disminuyó en el paisaje el número y tamaño de parches de vegetación nativa, considerados actualmente como sectores que ofrecen una fuente de propágulos mínima (Mora *et al.* 2007). Por otra parte, Jaimes y Rivera (1990), han reportado que varias especies leñosas propias del bosque altoandino, como *W. tomentosa* y *H. lanuginosa*, forman bancos de semillas; sin embargo, la escasez de estas especies en los alrededores del embalse y el efecto acumulado de 50 años de plantaciones forestales, han ocasionado que las condiciones locales, sobre todo del sustrato, no sean las más favorables para la permanencia de estas especies en un banco.

Si bien la tala de árboles de *P. patula* es una opción para la regeneración del área (restauración pasiva), dado que se retira el agente tensionante que causa la degradación, es necesario asistir al ecosistema garantizando que se superen las barreras que impiden su regeneración natural (restauración activa); las barreras son todos aquellos factores que limitan el desarrollo de la sucesión en áreas alteradas por disturbios naturales o antrópicos (Vargas *et al.* 2007, Velasco y Vargas 2007). En el caso de las plantaciones, este estudio permitió distinguir las barreras ecológicas en la fase de dispersión, que incluyen ausencia de propágulos de especies propias del bosque, germinación impedida debido a la ausencia de condiciones microclimáticas adecuadas, ausencia de un banco de semillas del ecosistema original y ausencia de animales dispersores. Esta última barrera se hace evidente, si se tiene en cuenta que *P. patula* es una especie anemócora-barócora (especie dominante de alrededores del embalse) siendo poco llamativas para dispersores vertebrados (Barbosa y Pizo 2006). Para superar cada una de estas barreras se propone enfocar las actividades de restauración ecológica hacia el mejoramiento del sustrato e introducción de especies leñosas nativas, por medio del transplante de plántulas o estacas.

El grupo de Restauración Ecológica de la Universidad Nacional (GREUNAL) ha realizado varios estudios en busca de las especies adecuadas para la restauración ecológica del bosque altoandino. Dos de las especies catalogadas como deseables (*V. crassinamea* y *S. oblongifolium*) forman BSG en los claros analizados en este estudio. *V. crassinamea* (anemócora) y *S. oblongifolium* (Zoocora) son especies arbóreas colonizadoras-inductoras, es decir, especies pioneras que colonizan y permanecen en la

comunidad un tiempo sin dominar los recursos (siempre y cuando sean remplazadas por otras especies) y que a su vez facilitan el establecimiento de otras especies propias del bosque (Mora *et al.* 2007). Rodríguez y Vargas (2009), en su trabajo sobre sucesiones experimentales en claros dentro de las plantaciones en los alrededores de *Chisacá*, encontraron que después de la remoción de acículas, el trasplante de suelo desde parches de vegetación nativa incentiva la sucesión. Aunque germinaron gran cantidad de especies arvenses y ruderales, *V. crassiramea* y *S. oblongifolium* fueron especies abundantes que se establecieron exitosamente en el lugar. Como se mencionó anteriormente, estas especies se caracterizan por su porte arbóreo y por presentar ciclos de vida intermedios a largos, aportando favorablemente a la regeneración. Teniendo en cuenta los anteriores resultados, es posible que el trasplante de suelo desde los claros estudiados, resulte una estrategia útil en la restauración de las aéreas dominadas por individuos de *P. patula*, siempre y cuando se realicen claros controlados y se remueva el colchón de acículas. Adicionalmente, si el banco de semillas de los claros es expresado bajo condiciones controladas - preferiblemente bajo invernadero- se puede convertir en una fuente de plántulas de *V. crassiramea* y *S. oblongifolium* que podrían ser trasplantadas a lugares donde se necesitan introducir especies colonizadoras facilitadoras. Además, teniendo en cuenta que el banco de semillas contiene alelos que pueden presentar una frecuencia diferente a la de la vegetación en pie, la utilización de plántulas provenientes de este en vez de estacas, puede ayudar a aumentar la variabilidad genética de la comunidad (Hyatt & Capser 2000). Una vez en campo, se debe monitorear el comportamiento de estas especies e introducir otras que cumplan el papel de enriquecedoras, es decir, especies propias de estados intermedios a maduros de la sucesión.

LITERATURA CITADA

- Acosta, M. & O. Vargas. 2007. Banco de Semillas Germinable (BSG). En: Vargas O (ed.). *Estrategias para la Restauración Ecológica del Bosque Altoandino: El Caso de la Reserva Forestal Municipal de Cagua, Cundinamarca*. Pág. 266 a 281. Grupo de Restauración Ecológica. Departamento de Biología. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, Colombia.
- Augusto, L., Dupouey, J., Picard, J. & J. Ranger. 2001. Potential Contribution of the Seed Bank in Coniferous Plantations to the Restoration of Native Deciduous Forest Vegetation. *J. Acta Oecologica*. 22: 87 – 98.
- Barbosa, C. y M. Pizo. 2006. Seed Rain and Seed Limitation in a Planted Gallery Forest in Brazil. *J. Restoration Ecology*. 14(4): 504 - 515.
- Baskin, J. & M. Baskin. 2000. *Seeds: Ecology, Biogeography and Evolution of Germination and Dormancy*. Academic Press. San Diego. USA.
- Benech, R., Sanchez, R., Forcella, F. & C. Ghersa. 2000. Environmental Control of Dormancy in Weed Seed Banks in Soil. *J. Field Crops Research*. 67: 105-122.
- Bossuyt, B. Heyn, M. & M. Hermy. 2002. Seed Bank and Vegetation Composition of Forest Stands of Varying Age in Central Belgium: Consequences for Regeneration of Ancient Forest Vegetation. *J. Plant Ecology*. 162: 33 – 48.
- Bravo, E. 1991. Sobre la Cuantificación de la Diversidad Ecológica. *J. Hidrobiológica*. 1: 87 – 93.
- Cano, J. & N. Zamudio. 2006. *Recuperando lo Nuestro*. Grupo de Restauración Ecológica. Universidad Nacional de Colombia. Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá. Secretaria de Ambiente, Jardín Botánico de Bogotá. Bogotá, Colombia.
- Cárdenas, G y O. Vargas. 2008. Rasgos de Historia de Vida de Especies en una Comunidad Vegetal Alterada en un Páramo Húmedo (Parque Nacional Natural Chingaza). *J. Botánica*. 30(2): 245 – 264.
- Cardona, A. 2007. Caracterización del Banco de Semillas Germinable y Potencial de Regeneración del Banco de Retoños en Tres Tipos de Vegetación de los Alrededores del Embalse de Chisacá. En: *Restauración Ecológica del Bosque Altoandino: Estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores del Embalse de Chisacá (Localidad de Usme, Bogotá D.C)*. Pág. 241 a 279. Grupo de Restauración Ecológica. Universidad Nacional de Colombia. Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá. Secretaria de Ambiente, Jardín Botánico de Bogotá. Bogotá, Colombia.
- Cavelier, J. y C. Santos. 1999. Efectos de Plantaciones Abandonadas de Especies Exóticas y Nativas Sobre la Regeneración Natural de un Bosque Montano en Colombia. *J. Biología Tropical*, Vol. 47.
- Colwell, R. 2006. *Estimates: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples*. Versión 7.5.2. University of Connecticut. USA.

- Cuatrecasas, J. 1934. Observaciones Geobotánicas en Colombia Trab. Museo Nacional Ciencias Naturales. Serie Bot. Madrid. 27: 1-144.
- Chang, R., Jefferies, L. & J. Carleton. 2001. Relationship Between Vegetation and Soil Seed Banks in an Arctic Coastal Marsh. J. Journal of Ecology. 89: 367 - 384.
- Evans, D., Rimer, R., Sperry, L. & J. Belna. 2001. Exotic Plant Invasion Alters Nitrogen Dynamics in an Arid Grassland. Ecological Society of America. J. Ecological Applications, 11(5): 1301–1310.
- Fernández, J. y M. Hernández. 2007. Catálogo de la Flora Vasculare de la Cuenca Alta del Río Subachoque (Cundinamarca, Colombia). J. Caldasia. 29: 32 -47.
- Ferreira, R. & L. Cunha. 2006. Canopy Gap Colonization in the Atlantic Montane Rain Forest. J. Brazilian Archives of Biology and Technology. 49: 953 - 965.
- Fisher, J. William, A., Dixon, K. & E. Veneklaas. 2008. Soil Seed Bank Compositional Change Constrains Biodiversity in an Invaded Species-Rich Woodland. J. Biological Conservation. doi: 10.1016 – 10.019.
- Gliessman, S. 2000. *Agroecology: Ecological Processes in Sustainable Agriculture*. CRC Press LLC. Estados Unidos.
- Guariguata, M. & R. Ostertag. 2000. Neotropical Secondary Forest Succession: Changes in Structural and Functional Characteristics. J. Forest Ecology and Management. 148: 185-206.
- Hammer, D. & T. Harper. 2001. PAST: Palaeontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. Versión 1.75b. Palaeontologia Electrónica.
- Hidrogeología y Geotecnia Ambiental LTDA. 2001. Balance Hídrico para la Localidad de Chisacá. En: IBID. Diagnóstico Ambiental de Tres Areas Alteradas a Restaurar Contrato 084 de 2001.
- Hyatt, L. & B. Casper. 2000. Seed Bank Formation During Early Secondary Succession in a Temperate Deciduous Forest. J. Journal of Ecology. 88(3): 516 – 527.
- Jaimes, V. y D. Rivera. 1990. Tesis de Pregrado, Banco de Semillas y Tendencias en la Regeneración Natural de un Bosque Altoandino en la Región de Monserrate, Colombia. Departamento de Biología, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá.
- Kaeli, E., Arsenault, A. & G. Bradfield. 2008. Variation in Soil Seed Bank Species Composition of a Dry Coniferous Forest: Spatial Scale and Sampling Considerations. J. Plant Ecology 32: 167 - 177.
- Kinhal, V. & N. Parthasarathy. 2008. Secondary Succession and Resource Use in Tropical Fallows: A case Study From the Coromandel Coast of South India. J. Land Degradation & Development. 19:649 –662.
- Krebs, J. 2000. *Ecología: Estudio de la Distribución y la Abundancia*. Instituto Ecológico de Recursos Animales. Segunda edición. Oxford University Press. Universidad de Columbia Británica.
- Kricher, J. 1999. *A Neotropical Companion: An Introduction to the Animals, Plants, and Ecosystem of the New World Tropics*. Segunda Edición. Princeton University Press. USA.
- Lavorel, S. & E. Garnier. 2002. Predicting Changes in Community Composition and Ecosystem Functioning From Plant Traits: Revisiting the Holy Grail. J. Functional Ecology. 16: 545 – 556.
- Leck, M., Parker, T. & R. Simpson. 1989. *Ecology of Soil Seed Banks*. Academic Press, Inc. San Diego, California.
- Lomolino, M., Riddle, B. & J. Brown. 2006. *Biogeography*. Tercera Edición. Sinauer Associates, Inc. USA.
- Magurran, A. 1989. *Diversidad Ecológica y su Medición*. Primera edición. Ediciones VEDRA. University Collage of North Wales. Bangor.
- Manrique, H. 2004. *Guía Técnica Para la Restauración Ecológica en Áreas Con Plantaciones Forestales Exóticas en el Distrito Capital*. Departamento Técnico Administrativo del Medio Ambiente (DAMA). Bogotá, Colombia.

- McAleece, N. 1997. BioDiversity- Pro Professional Beta. The Natural History Museum & The Scottish Association for Marine Science. Versión 2.
- Mendoza, H. y B. Ramírez. 2001. Dicotiledóneas de La Planada, Colombia: Lista de Especies. J. Biota Colombiana. 2(1): 59 – 74.
- Montenegro, A. y O. Vargas. 2005. Estrategias de Regeneración del Banco de Semillas en una Comunidad del Bosque Altoandino Secundario. En: Argenis B. (ed.). *Estrategias Adaptativas de Plantas del Paramo y del Bosque Altoandino en la Cordillera Oriental de Colombia*. Pág. 227 a 246. Departamento de Biología. Universidad Nacional de Colombia., Bogotá.
- Mora, J., Figueroa, Y. y T. Vivas. 2007. Análisis Multiescala de la Vegetación de los Alrededores del Embalse de Chisacá (Cundinamarca, Colombia). En: Vargas O (ed.). *Restauración Ecológica del Bosque Altoandino: Estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores del Embalse de Chisacá (Localidad de Usme, Bogotá D.C)*. Pág. 16 a 82. Grupo de Restauración Ecológica. Universidad Nacional de Colombia. Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá. Secretaria de Ambiente, Jardín Botánico de Bogotá. Bogotá, Colombia.
- Pedraza, P., Betancur, J. & P. Franco. 2004. *Chisacá, un Recorrido por los Páramos Andinos*. Instituto de Ciencias Naturales. Universidad nacional de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt. Bogota. Colombia.
- Pickett, A. & S. White. 1985. *The Ecology of Natural Disturbance and Patch of Dynamics*. Academic Press. San Diego. California.
- Pinzón, L. & L. Corzo. 2009. Plantaciones de Especies Forestales y Exóticas: Revisión y Síntesis. En. Vargas O (ed.). *Restauración Ecológica en Zonas Invasadas por Retamo Espinoso y Plantaciones Forestales de Especies Exóticas*. Pág. 197 a 214. Grupo de Restauración Ecológica. Departamento de Biología. Universidad Nacional de Colombia. Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá. Secretaria de Ambiente, Jardín Botánico de Bogotá. Bogotá, Colombia.
- Rangel O. 2002. *Colombia Diversidad Biótica III: La Región de Vida Paramuna de Colombia*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, Colombia.
- Rangel, O. y P. Lozano. 1986. En: *Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad*. Pág 73 a 83. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt. Bogota. Colombia.
- Rodríguez, A. y O. Vargas. 2009. Sucesiones Experimentales en Claros de Plantaciones de *Pinus patula* y *Cupressus lusitanica* en los Alrededores del Embalse de Chisacá. En. Vargas O (ed.). *Restauración Ecológica en Zonas Invasadas por Retamo Espinoso y Plantaciones Forestales de Especies Exóticas*. Pág. 215 a 233. Grupo de Restauración Ecológica. Departamento de Biología. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, Colombia.
- Salamanca, B. & G. Camargo. 2000. *Protocolo Distrital de Restauración Ecológica: Guía Para la Restauración de Ecosistemas Nativos en las Áreas Rurales de Santafé de Bogotá*. Fundación Estación Ecológica Bachaqueros. Bogotá, Colombia.
- Sánchez, O., Peters, E., Márquez, R., Veja, E., Portales, G., Valdez, M. y D. Azuara. 2005. *Temas sobre Restauración Ecológica*, Pág. 10 a 160. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales Instituto Nacional de Ecología. México D.F.
- Seiwa, K., Ando, M., Imaji, A., Tomita, M. & K. Kanou. 2008. Spatio-Temporal Variation of Environmental Signals Inducing Seed Germination in Temperate Conifer Plantations and Natural Hardwood Forests in Northern Japan. J. Forest Ecology and Management. 257: 361-369.
- Simpson, M. 2006. *Plant Systematics*. Elsevier, Academic Press. Canada.
- Smith, C., Zahid, M., Ashwath, N., & J., Midmore. 2008. Seed Ecology and Successional Status of 27 Tropical Rainforest Cabinet Timber Species From Queensland. J. Forest Ecology and Management. 256: 1031-1038.
- Soutwood, T. & A. Henderson. 2000. *Ecological Methods*. Tercera Edición. Blazkwell Science. Inglaterra.
- Thompson, K., Bakker, J., Bekker, M. & G. Hodgson. 1998. Ecological Correlates of Seed Persistence in Soil in the North-West European Flora. J. Journal of Ecology. 86: 163 – 169.
- Thompson, K., Band, R. & G. Hodgson. 1993. Seed Size and Shape Predict Persistence in Soil. J. Functional Ecology. 7: 236 – 241.

- Vallejo, M., Londoño, C., López, R., Galeano, G., Álvarez, E. & W. Devia. 2005. *Establecimientos de Parcelas Permanentes en Bosques de Colombia*. Primera edición. ARFO editores e impresores. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt. Colombia. Bogotá.
- Vargas, O. 1986. Estudios Ecológicos en un Relicto de Bosque de *Weinmannia tomentosa* y *Drimys granadensis*. En la Región de Monserrate. J. Pérez Arbelaezia. 1: 338 – 356.
- Vargas, O., Díaz, A., Trujillo, L., Velasco, P, Martinez, R., León, O. y A. Montenegro. 2007. Barreras para la Restauración Ecológica. En: Vargas O (ed.). *Estrategias para la Restauración Ecológica del Bosque Altoandino: El Caso de la Reserva Forestal Municipal de Cogua, Cundinamarca*. Pág. 46 a 65. Grupo de Restauración Ecológica. Departamento de Biología. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, Colombia.
- Velasco, P. y O. Vargas. 2007. Problemática de los Bosques Altoandinos. En: Vargas O. (ed.). *Estrategias para la Restauración Ecológica del Bosque Altoandino: El Caso de la Reserva Forestal Municipal de Cogua, Cundinamarca*. Pág. 33 a 45. Grupo de Restauración Ecológica. Departamento de Biología. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, Colombia.
- Vosse, S., Esler, K., Richardson, D. & M. Colmes. 2008. Can Riparian Banks Initiate Restoration After Alien Plant Invasion? Evidence From the Western Cape South Africa. J. South African Journal of Botany. 74: 432 – 444.
- Weiterova, I. 2007. Seasonal and Spatial Variance of Seed Bank Species Composition in an Oligotrophic Wet Meadow. J. Flora. 203: 204-214.
- Witkowski, E. & D. Garner. 2008. Seed Production, Seed Bank Dynamics, Resprouting and Long-Term Response to Clearing of the Alien Invasive *Solanum mauritianum* in a Temperate to Subtropical Riparian Ecosystem. J. South African Journal of Botany. 74: 476-484.
- Zobel, M., Kalamees, R., Pussa, K., Roosaluuste, E. & M. Moora. 2007. Soil Seed Bank Vegetation in Mixed Coniferous Forest Stand With Different Disturbance Regimes. J. Forest Ecology and Management. 250: 71-76.

ANEXO I. ALGUNAS PLÁNTULAS GERMINADAS EN BSG DE LOS TIPOS DE VEGETACIÓN ESTUDIADOS



Verbesina crassiramea



Phytolacca bogotensis



Solanum nigrum



Solanum oblongifolium



Anagallis pumila



Hydrocotyle bonplandii



Salpichroa tristis



Indet. 2



Stellaria cuspidata



Parietaria debilis



Rumex acetosella



Alloispermum caracasenum



Galium cf. corymbosum



Rubus sp.



Sibthorpia repens



Lachemilla cf. aphanoides



Trifolium repens



Gnaphalium sp.



Digitalis purpurea



Indet. 3



Muehlenbeckia tamnifolia



Alonsoa meridionalis

41. ESTRATEGIAS PARA EL CONTROL, MANEJO Y RESTAURACIÓN DE ÁREAS INVADIDAS POR RETAMO ESPINOSO (*Ulex europaeus*) EN LA VEREDA EL HATO, LOCALIDAD DE USME, BOGOTÁ D.C

Olga Adriana León M.

Ecóloga. Grupo de Restauración Ecológica Universidad Nacional de Colombia
oaleonm@unal.edu.co, olgaaleon@gmail.com

Orlando Vargas Ríos

Profesor Dpto. de Biología. Grupo de Restauración Ecológica
Departamento de Biología Universidad Nacional de Colombia
jovargasr@unal.edu.co

RESUMEN

El retamo espinoso (*Ulex europaeus*) es una especie invasora ampliamente distribuida en Bogotá y sus alrededores, una de las zonas más afectadas corresponde al suroriente del Distrito Capital. Las invasiones biológicas generan fuertes impactos económicos, ecológicos y sociales y es de suma importancia integrar la investigación y la gestión ambiental para dar soluciones urgentes y apropiadas.

Se presenta una propuesta para el manejo, control y restauración de áreas invadidas por retamo espinoso, a partir de la caracterización espacial de la invasión, un diagnóstico social del conocimiento y percepción de la especie por parte de la comunidad; y una revisión de las estrategias propuestas y utilizadas por diferentes investigadores y entidades.

La vereda El Hato tiene 80 predios, 8 de los cuales pertenecen a la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (EAAB), en los alrededores del Embalse de Chisacá y fueron destinados desde 1948 a fines de conservación; los 72 predios restantes pertenecen a propietarios particulares que en su mayoría llevan a cabo actividades agropecuarias. De las 718 hectáreas de la vereda 34,8 ha son ocupadas actualmente por parches de retamo espinoso, ubicados principalmente en los predios de la EAAB. Los factores que facilitan y determinan la distribución de la invasión dentro de la vereda son el tipo de cobertura, el tipo de uso de la tierra y la cercanía a caminos y vías de acceso.

Para la comunidad la presencia del retamo espinoso en la vereda representa un problema, ya que los obliga a realizar esfuerzos económicos y humanos en las actividades de control que deben ejecutar para impedir el avance de la invasión; sin embargo, estas actividades no han eliminado por completo a la especie, la cual continúa expandiéndose en la región, siendo los predios de la EAAB los focos principales de la invasión.

La revisión acerca de las estrategias de control propuestas por investigadores y entidades se enfocan principalmente hacia el gotamiento del banco de semillas y de plántulas, control de rebrotes y reestablecimiento de las coberturas vegetales nativas.

A partir de estos resultados se plantean programas dirigidos a: i) divulgación y capacitación, ii) participación comunitaria y articulación institucional, iii) líneas de investigación básica y aplicada, iv) propuestas técnicas para diferentes escenarios de restauración, y v) plan de evaluación y seguimiento.

Palabras clave: Especies invasoras, invasiones biológicas, restauración ecológica, retamo espinoso, *Ulex europaeus*.

INTRODUCCIÓN

Los cerros de la Sabana de Bogotá están cubiertos en su mayoría por especies exóticas, las cuales causan alteraciones drásticas como pérdida de especies y degradación de los ecosistemas, generando una disminución en los bienes y servicios que ofrecen estas zonas. Una de estas especies es *Ulex europaeus*, conocida comúnmente como retamo espinoso y considerada como una de las diez peores invasoras en Colombia (Calderón Sáenz 2003), esta especie domina ampliamente diferentes ambientes debido a su alta capacidad colonizadora, entre otras características de su historia de vida (Rees & Hill 2001, Ivens 1978, Millener 1961, Ríos 2005, Cárdenas 2004).

En la actualidad se observa con preocupación los fuertes impactos producidos por estas especies sobre los suelos, la diversidad y el recurso hídrico, por lo cual es necesario proponer estrategias tendientes a restablecer algunas trayectorias sucesionales, enfocadas a la restauración de los ecosistemas, o en otros casos a la rehabilitación de áreas fuertemente afectadas buscando la recuperación de algunos atributos propios de los ecosistemas.

La restauración ecológica de las áreas ocupadas por especies exóticas es una actividad que requiere de estrategias de diverso índole, como experimentos que permitan un reemplazo gradual de estas especies por nativas y que puedan ser monitoreados a largo plazo, además de la participación de la comunidad y las instituciones gubernamentales y no gubernamentales que se dirijan hacia el control y erradicación de la especie.

El presente trabajo es una iniciativa que se enmarca en una visión de paisaje, social y experimental en busca de posibles alternativas al problema de la invasión del retamo espinoso, hace parte del proyecto “Propuesta para el desarrollo de investigaciones aplicadas de restauración ecológica y la consolidación de áreas piloto en plantaciones de especies exóticas y zonas invadidas por retamo espinoso en los alrededores del Embalse de Chisacá” financiado por la Secretaría Distrital de Ambiente y desarrollado por el Grupo de Restauración Ecológica de la Universidad Nacional de Colombia.

MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDIO

Este trabajo se realizó en la vereda El Hato, zona rural de la localidad de Usme, localizada al sur de Bogotá. Se encuentra en un rango altitudinal que va de los 3000 a los 3300 metros. Según la zona de vida, la vegetación se encuentra enmarcada en la franja altoandina e hidrográficamente pertenece a la cuenca media del río Tunjuelo, en donde sus principales afluentes son el río Chisacá y el río Mugroso (Mora *et al.* 2007).

En la vereda habitan 185 pobladores (60 familias aproximadamente), es una vereda altamente parcelada, en la que la mayoría de los predios no superan las 5 hectáreas (Universidad Distrital 2006).

Institucionalmente están presentes en la zona las alcaldías de las localidades de Usme y Ciudad Bolívar, siendo la primera más notoria dada su cercanía con el casco urbano, en la zona rural la alcaldía es representada por la Unidad Local de Atención Técnica y Agropecuaria (ULATA), quien es la encargada de prestar servicios agropecuarios y regular los proyectos dirigidos a la población. Se encuentran también las Juntas de Acción Local (JAL), quienes canalizan los proyectos comunitarios, y las Asociaciones de Acueducto veredal delegadas en el abastecimiento de agua potable a los usuarios.

PROPUESTA

La presente propuesta consta de tres componentes relacionados con los objetivos propuestos (Figura 1), el primero concerniente a la caracterización espacial de la invasión en la vereda, el segundo corresponde al conocimiento y percepción de la comunidad acerca de la especie y la forma como esta puede contribuir con un control a partir de la prevención, la información, la investigación, el conocimiento y el manejo; y el tercero se refiere a un componente científico y técnico en el cual se realiza una revisión de estudios y trabajos realizados para el control de esta especie invasora; a partir de estos tres componentes se busca presentar estrategias para el control, manejo y restauración de áreas invadidas por retamo espinoso en la vereda El Hato.

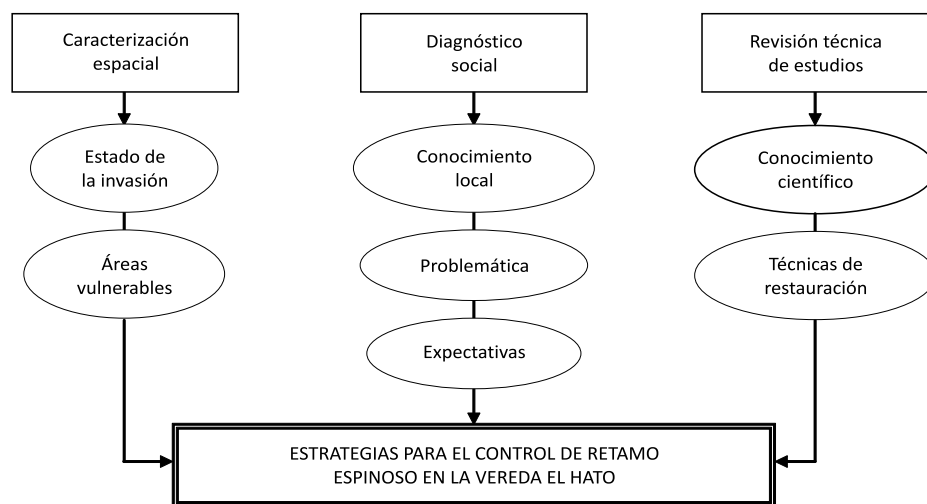


Figura 1. Esquema metodológico.

CARACTERIZACIÓN ESPACIAL

Preliminarmente se hizo una revisión de la cartografía y de los estudios realizados en la zona (Ponce de León 2005, Mora *et al.* 2007, Zabaleta 2007, Sánchez Tapia y Vargas 2007, Cano y Zamudio 2006), con el fin de determinar el estado del conocimiento del problema y los avances realizados.

Una vez se establecieron los límites de la vereda y los predios pertenecientes a la misma, se procedió a realizar los levantamientos en campo, durante los meses de agosto a octubre de 2008, se georreferenciaron cada uno de los parches de retamo espinoso encontrados en los predios de la vereda. Adicionalmente se registraron las siguientes características en cada uno de los parches o individuos aislados: i) tamaño promedio de los individuos de retamo espinoso, y ii) estado fenológico predominante de los mismos.

Los puntos tomados con GPS se pasaron al programa ARGIS 9.2, en el cual se re proyectaron y ubicaron sobre la fotografía aérea de la zona del año 2007, en la cual se ubicaron los predios de la vereda generados por Ponce de León y Asociados (2005), y las coberturas del área determinadas por Mora *et al.* (2007). Una vez ubicados se procedió a elaborar los polígonos correspondientes a cada uno de los parches, adicionando a su respectiva tabla de atributos los datos registrados en campo.

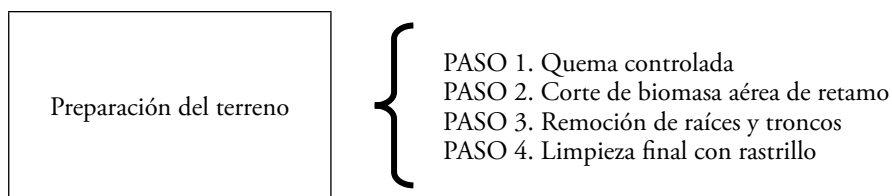
Después de obtener los polígonos o en este caso los parches se halló el área de cada uno de ellos, con la cual pudo determinarse su tamaño y así el área total de invasión en la vereda.

DIAGNÓSTICO SOCIAL

Se realizaron entrevistas personales en algunos de los predios visitados durante los recorridos, y encuestas con la colaboración de los profesores de la escuela “EL Hato”, buscando identificar: i) el conocimiento acerca de la especie, ii) la percepción y calificación otorgada al problema, iii) los métodos tradicionales de manejo, iv) las instituciones u organizaciones o trabajos realizados al respecto anteriormente, v) algunas propuestas de manejo. Con esta información se realizó un análisis que contribuye al diagnóstico del problema y la búsqueda de alternativas para su solución

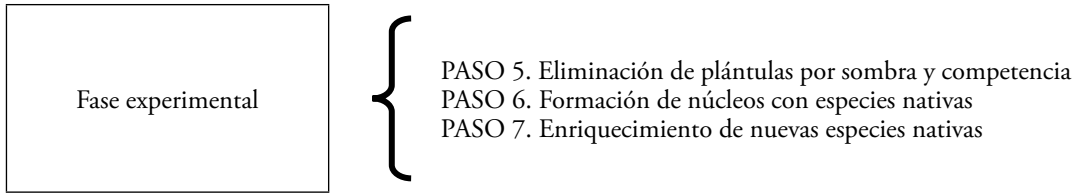
REVISIÓN DE ESTUDIOS Y TÉCNICAS PARA EL CONTROL Y RESTAURACIÓN DE ZONAS INVADIDAS POR RETAMO ESPINOSO

Se basó principalmente en la propuesta experimental de manejo realizada por el Grupo de Restauración de la Universidad Nacional (GREUNAL) implementada en la zona y de acuerdo a las recomendaciones de Ríos (2005), Sánchez Tapia y Vargas (2007) y principalmente de Vargas (2007) descritas en la Guía Metodológica para la Restauración Ecológica del Bosque Altoandino:



Paso 1: Consistió en la remoción total de toda la biomasa epigea de *U. europaeus* (vástagos y ramas), por medio de una quema controlada realizada en enero 2008; *Paso 2:* se realizó el corte manual de los troncos remanentes, los cuales fueron quemados en sitios puntuales de la zona para eliminar los residuos de retamo generados y evitar rebrotes; *Paso 3:* en marzo de 2008 se efectuó un arado con tractor con el fin de eliminar la biomasa hipogea (raíces), tocones y plántulas de retamo producto del primer pulso germinativo, estos residuos se recogieron y se quemaron en sitios puntuales; *Paso 4:* a finales de abril de 2008 se realizó una limpieza con rastrillo y se delimitaron los bloques experimentales para posteriormente establecer las parcelas experimentales de restauración.

Continuando con la metodología propuesta se implementaron estrategias de restauración enfocadas a: i) control del retamo espinoso en etapa plantular, ii) rasgos de historias de vida de especies clave para la restauración, iii) creación de doseles con especies pioneras y enriquecimiento con especies de sucesiones tardías y iv) agotamiento del banco de semillas.



Adicionalmente, se realizó una revisión y análisis de estudios y trabajos experimentales realizados para la eliminación y control del retamo espinoso.

PROPUESTA DE LINEAMIENTOS DE GESTIÓN

Teniendo en cuenta los resultados obtenidos en la implementación de los componentes anteriores, se procedió a identificar las posibles estrategias que podrían contribuir con el manejo del retamo espinoso en la vereda El Hato. Los programas propuestos están dirigidos a: i) divulgación y capacitación, ii) participación comunitaria y articulación institucional, iii) líneas de investigación básica y aplicada, iv) propuestas técnicas para diferentes escenarios de restauración, y v) plan de evaluación y seguimiento.

RESULTADOS

CARACTERIZACIÓN ESPACIAL DE LA INVASIÓN DE RETAMO ESPINOSO

La vereda El Hato posee 718.1 ha, 34.8 ha de las cuales están invadidas por *U. europaeus*, correspondientes al 4,8 % de la vereda. Actualmente las coberturas vegetales dentro de la vereda están representadas por **plantaciones forestales** de especies como ciprés, pino, acacia y algunas plantaciones mixtas con eucalipto; **pastizales**, entendidos como áreas abiertas donde domina vegetación herbácea, especialmente pastos, en esta categoría se encuentran también zonas de cultivos; **matorrales**, correspondientes a vegetación nativa secundaria; parches de **retamo espinoso**, y áreas mixtas en las cuales estas coberturas empiezan a ser invadidas por retamo espinoso (Figura 2).

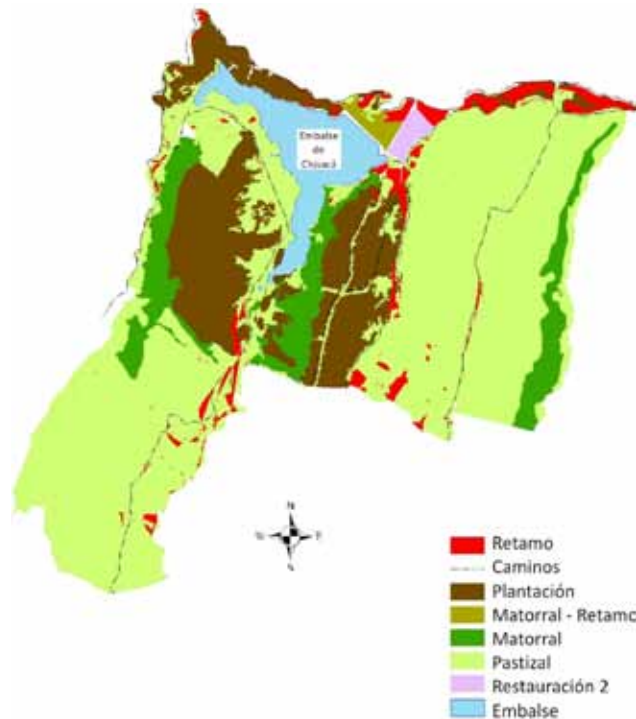


Figura 2. Coberturas vegetales en la vereda El Hato. Escala 1:20000.

Los parches de retamo espinoso se distribuyen principalmente sobre las áreas abiertas (61.6% de los parches de retamo); en las plantaciones, especialmente en los bordes se encuentran el 38,1%; mientras en las zonas de matorral la presencia de retamo espinoso solo se encuentra en 0,1%.

En la vereda se localizan 80 predios, de los cuales solo 8 son propiedad de la EAAB, estos comprenden un área de 317,5 ha, es decir un 44,2% del área total de la vereda, en estos predios de encuentran 22,8 hectáreas de retamo espinoso, correspondiente al 65,5% del área total invadida y presentando los parches de mayor tamaño, las hectáreas restantes se encuentran en predios particulares, principalmente en pequeños parches o individuos aislados.

Al relacionar el tamaño de los predios particulares y de la EAAB con el área invadida se encontró que las áreas de invasión más altas no obedecen precisamente a los predios mas grandes, lo que indica que la invasión no se relaciona en gran medida con el tamaño de los predios, sino que puede verse afectada por otro tipo de variables como las coberturas de estos, las actividades que allí se realizan o la cercanía con las rutas de acceso a los predios.

En los predios de la EAAB a medida que el área del predio aumenta, se incrementa también el área invadida debido a que no hay un control permanente que la detenga, esto evidencia la importancia del tipo de uso del suelo, ya que los propietarios particulares realizan actividades de mantenimiento permanentes, mientras los predios de la EAAB no se encuentran sometidos a ningún tipo de manejo.

Se determinó la influencia de los caminos sobre la invasión de retamo espinoso en la vereda, por medio de un área de influencia de 100 metros a los lados de los caminos o vías de acceso, encontrando que el 78% de la invasión se encuentra distribuida en esta zona.

Adicionalmente se registró el tamaño promedio de los individuos dentro de los parches; encontrando amplias variaciones dentro de los parches (0.20 – 3.40 m), la mayoría de parches están conformados por individuos que miden en promedio entre 1 - 1.5 m, tamaño en el que generalmente ya han alcanzado su etapa reproductiva y son individuos potenciales para la invasión (Figura 3).

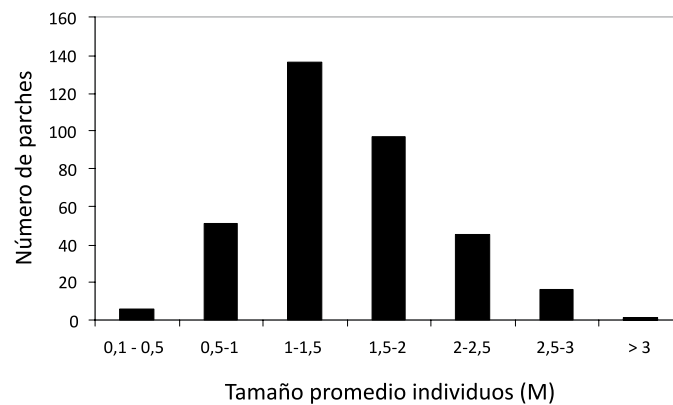


Figura 3. Tamaño promedio de los individuos de retamo espinoso en los parches registrados en la vereda El Hato.

Se registraron 363 parches en toda la vereda, cuyas áreas variaban ampliamente, tal como se observa en la figura 4, hay un pequeño número de parches que superan los 5000 m², siendo estos los que aportan la mayor cantidad de área invadida en la vereda (26,6 Ha); mientras la mayoría de parches corresponden a tamaños que oscilan entre 0 – 50 m² y ocupan solamente 3,2 hectáreas, este hecho demuestra el estado de expansión constante de la invasión, en la que se presentan gran cantidad de parches pequeños que inician su crecimiento y expansión.

De acuerdo con los resultados, se pudo establecer que la invasión se ve mayormente afectada por la cercanía a los caminos, las coberturas vegetales y tipo de uso del suelo, siendo estos aspectos determinantes en el avance de la invasión.

DIAGNÓSTICO SOCIAL

La mayor parte de la población se compone de familias campesinas, muchas de ellas asentadas en la región desde hace más de 80 años y otras desde hace 50 años aproximadamente. En la actualidad, basan su economía en la venta de leche que obtienen del

ganado vacuno, y en menor medida se encuentran cultivos de papa, haba y arveja. La construcción de los embalses La Regadera y Chisacá a mediados del siglo XX “generaron nuevas relaciones de vecindad y trabajo con la EAAB; no obstante hoy en día estas relaciones se han tornado rígidas por los efectos de la introducción de especies exóticas, pero sobre todo por la expansión del retamo espinoso hacia predios particulares” (Cano & Zamudio 2006).

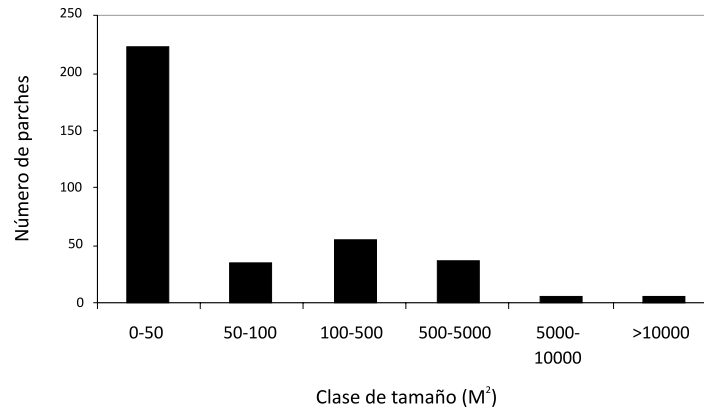


Figura 4. Distribución del tamaño de los parches.

Los resultados de las entrevistas advierten que en el 80% de estos predios presentaron individuos de retamo espinoso, especialmente en los predios más cercanos a las propiedades de la EAAB. En estos, se realizan actividades de control con diferente frecuencia, en el 62% se llevan a cabo cada vez que encuentran algún individuo de esta especie, el 25% las realiza 2 veces al año y el 13% restante una vez al año. Entre las actividades realizadas más comunes están en su orden: arrancar los individuos desde la raíz, quemar, corte y fumigación; sin embargo, un alto porcentaje de las personas entrevistadas manifiestan que a pesar de llevar a cabo estas actividades no han logrado erradicar completamente al retamo espinoso de sus fincas. Al parecer el método más efectivo y recomendado es arrancar las plantas de raíz y repetir esta labor cada vez que se observa un individuo dentro de la finca, de esta forma los predios que no tienen este problema lo han mantenido al margen, pero es muy importante la frecuencia y constancia al realizarlo.

En general, para la mayoría de los pobladores la presencia de retamo espinoso en su finca representa un problema, ya que para algunos constituye costos económicos adicionales debido a la mano de obra requerida frecuentemente para eliminarlo, otros no pagan por esta labor, pero ellos mismos deben dedicarse a realizar esta tarea; en el 100% de los casos se presenta una regeneración de las plantas cortadas o llegan nuevas semillas, reapareciendo esta planta una y otra vez.

La percepción de la gravedad del problema disminuye a medida que la distancia del predio es mayor a los predios de la EAAB, debido a que a mayor distancia se reduce la probabilidad de invasión, mientras que los predios vecinos o más cercanos a las propiedades de la EAAB ven al retamo espinoso como una constante amenaza que “se pasa” a su finca a cada rato y no trae más que perjuicios, cierra los caminos e invade las cercas... “ni los animales pueden pasar por que se espinan”. Este hecho se relaciona con la forma de llegada de la especie que perciben los campesinos, así, el 50% declara que la planta llega a su predio desde los predios del Acueducto, culpando a esta entidad y responsabilizándola del problema, mientras el 50% restante habla de dispersión por agentes naturales o regeneración natural.

Muchos pobladores coinciden en que esta planta fue traída por un ingeniero de la EAAB, para hacer cercas vivas en los predios de esta empresa, pero tiempo después se “pasó” a los predios vecinos y desde entonces ha continuado su dispersión por toda la vereda y otras; es por esto que muchos consideran que esta empresa es la responsable de este problema y como tal debe hacerse cargo de él, otros consideran que si cada uno en su finca controla la especie esta no seguirá extendiéndose.

Los predios particulares en su mayoría presentan algunos pocos individuos especialmente en las cercas, los cuales eliminan con cierta frecuencia, pero parecen estar resignados a continuar esta labor para siempre; los predios particulares que presentan mayor invasión están deshabitados.

Actualmente no se reconoce dentro de la vereda ninguna entidad u organización que haya abordado este problema desde ningún punto de vista, no se ha dado ninguna capacitación acerca de la especie, ni recomendaciones para controlarla.

**REVISIÓN DE TÉCNICAS PARA EL CONTROL
Y RESTAURACIÓN DE ZONAS INVADIDAS POR RETAMO ESPINOSO**

El retamo espinoso se encuentra entre las 10 especies más invasoras en Colombia (Calderón Sáenz 2003); una vez se establece, forma densos e impenetrables parches muy difíciles de erradicar debido a sus características ecológicas y fisiológicas; puede destruir ecosistemas enteros, disminuir las pasturas para el ganado y aumentar el riesgo de fuego en hábitats nativos y áreas urbanas (Rees & Hill 2001).

Entre las características que dificultan el manejo y control de la especie se encuentran (Díaz – Espinosa 2009): i) presenta ramas espinosas y profundamente surcadas, ii) conforma parches amplios y densos de difícil penetración, iii) puede alcanzar hasta 7 m de altura, iv) presenta un ciclo de vida largo (hasta 30 años), v) acumula una gran cantidad de ramas secas en los estratos inferiores, acumulando considerable material combustible, lo que le da un carácter pirófilo, vi) tiene la facultad de reproducirse sexual (semillas) y asexualmente (rebrotos), vii) alcanza una rápida madurez sexual, en individuos provenientes de semillas a los 2 años y en rebrotos a los 6 meses, viii) en el trópico florece todo el año, presentando una oferta permanente de frutos, ix) posee polinizadores comunes como abejas y abejorros, x) aunque su dispersión es de corto alcance, diferentes vectores como el viento, el agua, animales, maquinaria y el hombre contribuyen en su dispersión a largas distancias, xi) forma bancos de semillas persistentes, lo que implica que más de un 80% de las semillas permanecen viables en el suelo hasta por 30 años, xii) la germinación se activa con la ocurrencia de disturbios (fuegos, aclareos), xiii) prolifera rápidamente en sitios disturbados, xiv) en Colombia no presenta depredadores o controladores naturales, xv) un individuo puede producir entre 600 y 18000 semillas al año.

Como se puede observar, el retamo espinoso presenta características que aseguran su establecimiento, desarrollo y garantizan su permanencia en el tiempo, haciéndola una fuerte competidora con otras especies. Teniendo en cuenta esto, el Grupo de Restauración de la Universidad Nacional desarrolló e implementó estrategias de restauración en la zona (Figura 5).

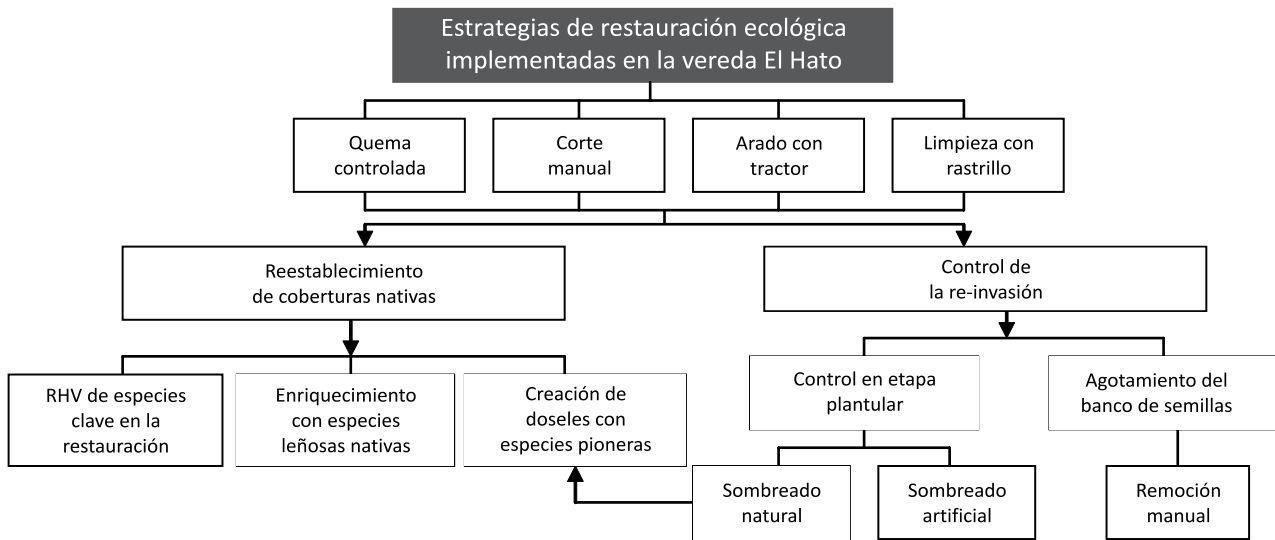


Figura 5. Estrategias de restauración ecológica implementadas por GREUNAL en la vereda El Hato.

Entre las propuestas de otros autores como parte del control, erradicación y restauración de especies invasoras se encuentran Tu *et al.* (2001), quienes presentan técnicas con ventajas y desventajas para cada una (Tabla 1).

En muchos casos la aplicación de una sola técnica es insuficiente por esto en la mayoría de los casos se combinan para obtener mejores resultados.

Ríos (2005) propone un modelo orientado a la preservación de la diversidad biológica, y se basa en el desarrollo de seis frentes de trabajo: i) eliminación de matorrales, ii) reducción del banco de semillas, iii) manejo del banco de plántulas, iv) control de rebrotos y retoños, v) manejo de residuos vegetales, y vi) reestablecimiento de coberturas vegetales estables.

Tabla 1. Técnicas para control, manejo y restauración de áreas afectadas por especies invasoras con énfasis en plantas.

Técnica	Desventajas	Ventajas
Eliminación mecánica (Corte, arranque manual)	Costosa Difícil de aplicar en grandes escalas Lleva mucho tiempo	Muy específica Minimizan el daño a otras plantas o animales Minimizan disturbios en el suelo Efectiva en áreas pequeñas Pocos impactos ecológicos Permite eliminación desde la raíz Disminuye la producción de semillas y rebrotes
Aplicación de venenos químicos	Consecuencias ambientales no deseadas Fuertes impactos en el suelo Contaminación de aguas Pueden afectar la salud humana y animal	Gran efectividad sobre un grupo de especies Previenen, destruyen o mitigan plagas
Biocontrol	Consecuencias difíciles de prever Puede alterar el funcionamiento del ecosistema	Reduce significativamente la abundancia de la especie invasora Favorable económicamente Cuando se usan enemigos naturales es ecológicamente favorable
Sombreado artificial	Costoso en grandes áreas Puede limitar el crecimiento de algunas plantas nativas No es efectivo con hierbas invasoras Puede enmascarar el banco de semillas de la especie invasora	Efectivo en áreas pequeñas Impide la germinación y crecimiento de la especie invasora Facilita el crecimiento y establecimiento de algunas plantas nativas Genera microclimas apropiados
Arado	Puede producir un enterramiento de los bancos de semillas Puede afectar las características físicas y biológicas del suelo	Permite cubrir grandes áreas Permite la eliminación de raíces evitando rebrotes Cuando los suelos están compactados es útil para mejorar las características físicas
Solarización del suelo (aumento de temperatura con plástico)	Puede causar cambios físicos, químicos y biológicos en el suelo Depende de la susceptibilidad de la especie a los cambios de temperatura	Incrementa la muerte de plántulas y semillas Puede beneficiar la liberación de algunos nutrientes Afecta la germinación de nativas
Inundaciones	No es factible en todas las áreas Puede haber proliferación de vectores de enfermedades Generación de malos olores	Cuando los niveles freáticos o cuerpos de agua son manipulables fácilmente genera alta mortalidad en algunas especies invasoras
Pastoreo	No erradica completamente una especie invasora Puede generar disturbios en el suelo, afectar especies nativas y promover la entrada de otras especies exóticas Los tiempos, duración y movimiento de los animales deben ser controlados y planeados Pueden actuar como agentes dispersores	Puede reducir la abundancia de una especie Bajos costos Puede cubrir grandes áreas Es una estrategia exitosa siempre y cuando sea planeada, controlada y combinada con otras técnicas
Fuego	Puede estimular la germinación de algunas especies invasoras pirófilas Impactos negativos en el suelo, la fauna y la flora nativa presente	Puede promover la germinación de especies raras Muy efectivo antes de la floración y fructificación de la especie invasora

Las recomendaciones de otros autores se enfocan también hacia el control de los bancos de semillas y plántulas; Zabalera (2007) se refiere a la reducción del banco de semillas por medio de estímulos a la expresión y el posterior control de las plántulas; al respecto Ríos (2002) reporta que con frecuencias de extracción trimestral se garantiza el control del 91.4% de la biomasa de retamo mientras que con extracciones semestrales se llega a un control menor del 75.0%. Cárdenas (2004) encuentra un efecto negativo sobre las plántulas de *U. europaeus* debido a la competencia del pasto *Lolium perenne*. Sánchez –Tapia y Vargas (2007) resaltan la importancia de los efectos combinados de la remoción manual, quema y arado, ya que limitan el establecimiento temprano de *U. europaeus* alcanzándose menores densidades de plántulas que cuando solo se hace un tipo de tratamiento.

El pastoreo es otro método utilizado en el control del retamo espinoso, Jáuregui *et al.* (2007) utilizaron cabras y ovejas en España, encontrando que las cabras pueden controlar el rebrote del retamo espinoso después de una quema de manera más eficiente que las ovejas. Gouldthorpe (2006) comenta que las ovejas son eficaces en las plántulas o juveniles, mientras las cabras son eficaces en los rebrotes y arbustos maduros, proporcionando un 90% de control más que usando ovejas.

En Nueva Zelanda se han usado diferentes controladores biológicos, uno de ellos fue *Exapion ulicis* utilizado en 1931, este destruyó el 35% de la cosecha anual de semillas, en 1992 *Cydia succedana* acabó con cerca del 90% de la cosecha anual de semillas, entre 1989 y 1990 se introdujo *Tetranychus lintearius* y causó graves daños a las plantas, además de reducir la floración, pero las poblaciones no fueron lo suficientemente grandes como para matar a las plantas maduras de retamo, en 1990 se usó *Sericothrips staphylinus*, este se ha propagado lentamente, pero significativamente dañando el follaje del retamo, también se han liberado las polillas *Agonopterix ulicetella* y *Pempelia genistella*, cuyo establecimiento aún es incierto. El establecimiento de la mayoría de estas especies no ha sido exitoso y el control del retamo espinoso a largo plazo no ha sido significativo, además se desconocen los impactos que estas introducciones puedan generar en otras especies (Hill *et al.* 2000).

LINEAMIENTOS DE GESTIÓN

Antes de iniciar con la formulación de los lineamientos de gestión es necesario establecer los componentes de la invasión de retamo espinoso y sus relaciones dentro de la vereda el Hato (Figura 6).

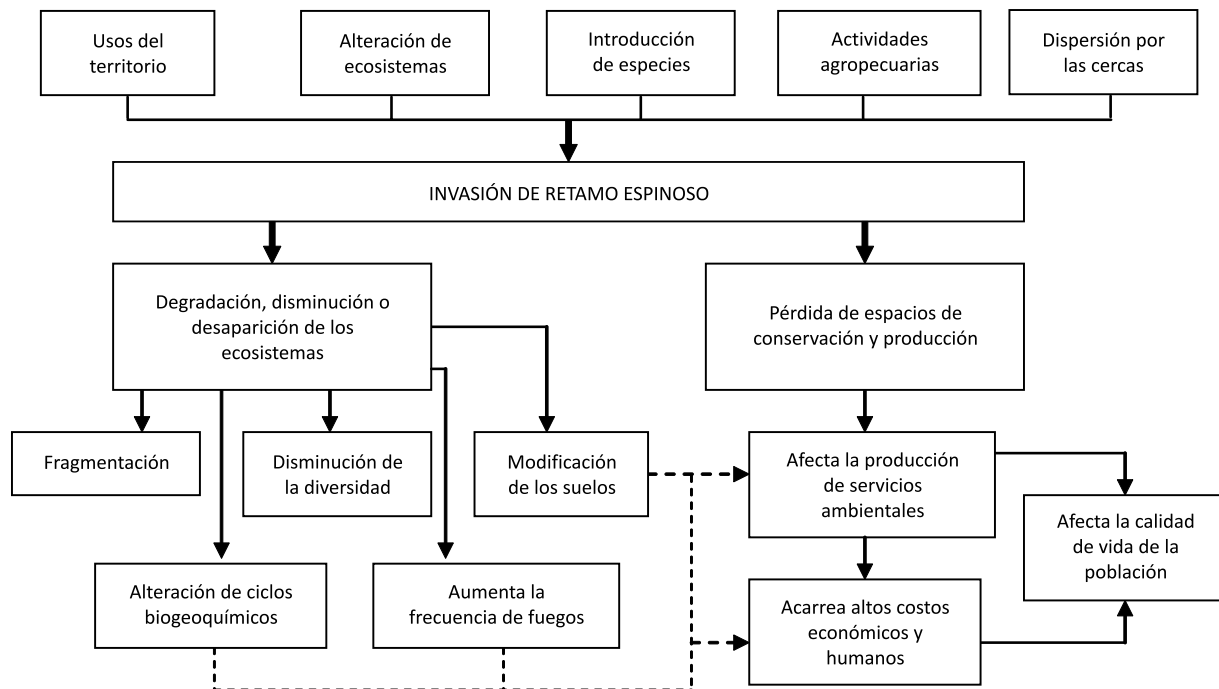


Figura 6. Diagrama del modelo conceptual para el conjunto de factores relacionados con la invasión del retamo espinoso en la vereda El Hato.

La invasión del retamo espinoso dentro de la vereda conlleva a un círculo de acciones que dificultan el control de la especie, de esta forma las actividades que se llevan a cabo dentro de los predios (quemadas, deforestación, entre otros) y en su defecto las

que no se llevan a cabo por ejemplo el no manejo en las áreas de protección han generado el aumento de la invasión, la cual a su vez ocasiona graves impactos que degradan aún más al ecosistema y permiten la expansión de la invasión, convirtiéndose en un proceso circular que requiere la recuperación de componentes como suelo, flora y fauna, pero a su vez requiere la participación de todos los actores involucrados.

Tal como se determinó en el diagnóstico social, hasta el momento el problema de la invasión de retamo espinoso no ha sido asumido por institución alguna, sino que se encuentra en manos de los propietarios de los predios, trabajando independientemente y obteniendo resultados a corto plazo y en escalas espaciales reducidas. No obstante, el trabajo mancomunado de los actores involucrados podría revertirse en resultados más exitosos y a mayor escala, de ahí la necesidad de generar propuestas que permitan su articulación.

PROGRAMAS

DIVULGACIÓN Y CAPACITACIÓN

Con este programa se pretende generar un conocimiento a nivel veredal de las características del retamo espinoso; si bien es cierto que la mayoría de la población reconoce los impactos que esta especie genera, es importante presentar las características que la hacen una especie invasora, el estado actual de la invasión en la vereda y las técnicas que pueden llevarse a cabo para erradicarla, así como las actividades adelantadas hasta el momento con este fin dentro de la vereda, además de generar una retroalimentación con el conocimiento local. Los objetivos de este programa deben enfocarse a: i) fomentar y /o generar el interés en el problema de la invasión de retamo espinoso dentro de los actores involucrados, ii) crear mecanismos de divulgación y comunicación entre los actores, iii) divulgar la información acerca de la invasión del retamo espinoso que poseen cada uno de los actores involucrados, iv) promover espacios de capacitación para las comunidades y funcionarios, y v) elaborar y difundir material educativo

PARTICIPACIÓN COMUNITARIA Y ARTICULACIÓN INSTITUCIONAL

Con este programa se busca generar procesos sociales que contribuyan con la restauración de las áreas invadidas por el retamo espinoso, conduciendo a un alto grado de articulación de los actores involucrados en la zona, permitiendo la ejecución de acciones efectivas y a largo plazo. Los objetivos son: i) fortalecer las organizaciones comunitarias dentro de la vereda, ii) promover las relaciones institucionales para construcción de sistemas de información ambiental en cuanto a la invasión de retamo espinoso, iii) definir recursos técnicos y financieros con los que cuentan las entidades para la solución del problema, iv) propiciar espacios de discusión entre los actores, y v) definir metas y actividades conjuntas y de cada uno de los actores

INVESTIGACIÓN BÁSICA Y APLICADA

La investigación en este tema se convierte en una valiosa herramienta en el momento de proponer y recomendar estrategias y técnicas de restauración, se pretende: i) generar conocimiento que contribuya a los procesos de restauración de las áreas invadidas por retamo espinoso, ii) integrar las necesidades de las instituciones con las posibilidades ofrecidas por la academia.

PROPUESTAS TÉCNICAS

Las condiciones de la vereda hacen que no todas las técnicas sean apropiadas en todos los escenarios. Por tanto se debe: i) suministrar recomendaciones técnicas para diferentes escenarios de restauración, ii) proponer estrategias para el control, manejo y restauración de áreas invadidas por retamo espinoso en la vereda.

PLAN DE EVALUACIÓN Y SEGUIMIENTO

El seguimiento y evaluación continuos de los cambios que experimenta el ecosistema bajo diferentes tratamientos de restauración aseguran el éxito del proceso y brinda la información necesaria para ajustar y modificar las prácticas (Díaz – Martín 2007). Por su parte, la gestión de ecosistemas supone un alto grado de impredecibilidad e incertidumbre es necesario implementar un sistema dinámico de manejo y control. Un manejo acertado de los ecosistemas dependerá de lo que se aprenda del sistema mientras se gestiona (Gallego 2005).

DISCUSIÓN

Los resultados sugieren que la invasión del retamo espinoso esta influenciada por el tipo de cobertura vegetal que le rodea, la cercanía con caminos o vías de acceso a la vereda, y el tipo de uso del suelo.

En las áreas que presentan plantaciones de especies exóticas como pinos o ciprés, el retamo se distribuye hacia los bordes de estas o en claros naturales que se encuentran en su interior, en estas zonas alcanza un 38% y se ve restringido principalmente por la sombra generada al interior de las plantaciones dada la condición heliófila del retamo espinoso, su aspecto es menos vigoroso y en la mayoría de los casos no presenta órganos reproductivos. Rees & Hill (2001) enuncian que cuando las plántulas se desarrollan en condiciones de poca luz, forman menos espinas, éstas son menos coriáceas y se inhiben la maduración y la formación de flores, esto impide en gran medida que muchos de los parches que se encuentran en estos bajo esta cobertura no continúen su expansión. En los cerros de Monserrate, Ríos (2006) encontró pocos individuos y aislados de retamo espinoso intentando colonizar el sotobosque de pinares, lo que permite suponer un efecto inhibitor del pino, posiblemente por una interferencia en la colonización del suelo debido al aporte abundante de acículas al piso, impidiendo la llegada de las semillas al suelo o del sistema radical del retamo hasta los nutrientes del suelo, por debajo del colchón de acículas.

Esto, sin embargo, es un riesgo latente, ya que se ha argumentado que las semillas con cubierta dura, capaces de formar bancos de semillas en el suelo como estrategias de dispersión a largo plazo, están asociadas con ambientes impredecibles, en los cuales pueden quedar alejadas por largos periodos de tiempo y germinar cuando las condiciones sean favorables (Baeza 2001). Es decir, que bajo estas zonas puede encontrarse bancos de semillas dormantes, las cuales ante un disturbio como la caída de un árbol germinarán y crecerán vigorosamente. Se ha reportado la germinación de plántulas en plantaciones de 25 – 30 años, que al ser retiradas generan nuevas condiciones que permiten la expresión del banco de semillas, aún cuando llevan mas de 15 años ausentes; de igual forma, en áreas donde las plantas han cesado de producir semillas muchas décadas después vuelve a registrarse la germinación de plántulas (Hill *et al.* 2001). Es importante tener en cuenta esto al momento de realizar reemplazo de vegetación exótica por nativa o cuando se realizan tratamientos de manejo en las plantaciones, ya que al ocurrir un disturbio como la tala de estos árboles exóticos puede presentarse condiciones aptas para la invasión del retamo espinoso.

Por su parte, la gran cantidad de zonas abiertas que se encuentran en los alrededores del embalse son sitios con alto riesgo de invasión, en la actualidad más del 60% de la invasión se encuentra en las coberturas de pastizal, ya que las condiciones que estas coberturas presentan son aptas para la colonización del retamo espinoso, más aún en sitios en los cuales no se realizan actividades de remoción frecuentes, muchos suelen presentar suelos pobres que dificultan el establecimiento de otras especies, se presenta una gran cantidad de luz siendo este uno de los recursos limitantes para el retamo espinoso, además participan otros agentes dispersores como el viento o los animales. Ríos (2006), encuentra en los Cerros de Monserrate que en pastizales de kikuyo invadidos por retamo espinoso tiene lugar una producción mayor de semillas, hecho que se relaciona con una mayor cantidad de estas estructuras en cada legumbre, lo que sugiere una mayor capacidad reproductiva de la especie en áreas abiertas donde se encuentran a plena exposición solar.

Finalmente, se observa que menos del 1% de la invasión se encuentra en los matorrales de vegetación nativa secundaria, estos ambientes son menos vulnerables a la invasión, ya que presentan una mayor diversidad y la alteración es menor, allí el ecosistema ofrece mayor resistencia y mayor capacidad de regeneración (Ríos 2005).

Es evidente que los predios de la EAAB son los más afectados por este problema, allí se encuentran los parches más grandes, y en muchos de ellos los individuos de mayor porte; el 65% (22,8 Has) de los parches de retamo espinoso se encuentran dentro de los predios del acueducto, este hecho se debe a la falta de manejo de los predios, desde su compra estos terrenos fueron destinados a la protección de las fuentes hídricas, por lo tanto han sido objeto de regeneración natural, la cual dados los disturbios presentados se ha desviado o detenido generando amplias invasiones de retamo espinoso, pastizales y plantaciones de exóticas principalmente, impidiendo que la vegetación natural retorne.

Las 12 hectáreas de retamo restantes se encuentran distribuidas en el resto de la vereda, se observan parches de menor tamaño en los predios particulares y ubicados alrededor de los caminos. En general, la mayor parte de los pobladores realizan constantemente actividades de control como corte, quema, corte de raíz, etc., las cuales a pesar de no eliminar por completo la especie la mantienen restringida a pequeños parches o a los caminos; se presentan algunos predios particulares con parches de mayor tamaño, estos en su mayoría se encuentran abandonados o sin actividades productivas aparentes.

Según los resultados un 78% de la invasión se encuentra distribuida en un área de hasta 100 metros al lado de los caminos, estos son rutas frecuentes para la entrada de especies invasoras, que generalmente están asociadas a actividades humanas y que convierten a estos en importantes corredores de dispersión.

Cannas *et al.* (2003) se refieren a los patrones de la dispersión de las especies invasoras de corto y largo alcance, el primero genera un patrón que consiste en un único parche de vegetación compacto de forma aproximadamente circular rodeado de unos pocos individuos aislados, en un largo tiempo el radio medio de este parche crece a velocidad constante; en el caso de la dispersión de largo alcance se observa durante los primeros años este único parche de vegetación grande, pero con un borde más irregular y rodeado de unos pocos parches pequeños y una mayor cantidad de individuos aislados, ampliamente distribuidos. Luego de cierto tiempo se observa la aparición repentina de una distribución de parches de diferentes tamaños, incluyendo algunos bastante grandes (además del parche principal). Esto ocurre cuando la primera generación de descendientes del árbol primigenio alcanza la madurez; dado que algunos de esos descendientes se encuentran a gran distancia de su progenitor éstos constituyen focos secundarios de propagación, cuyos respectivos parches de descendientes se desarrollan antes de ser alcanzados por el parche principal. A medida que transcurre el tiempo el parche principal continúa creciendo y absorbe los parches secundarios más cercanos, generando un borde con una estructura altamente compleja. Ríos (2005) se refiere a estos dos tipos de dispersión como continua y en saltos presentándose de manera combinada en el caso del retamo.

Según se observa en la zona, los parches más grandes son los que se encuentran en los predios de la EAAB, estos son los más antiguos y posiblemente han seguido el proceso descrito por Cannas *et al.* (2003), inicialmente estos individuos fueron plantados en las cercas para delimitar los predios de la EAAB (Mora *et al.* 2007), siendo los focos iniciales correspondientes a pequeños individuos o parches aislados, posteriormente estos empezaron un proceso de dispersión generando nuevos individuos cercanos, los cuales con el tiempo fueron absorbidos tornándose en un gran parche que sigue expandiéndose. Adicionalmente, debido a la participación de otros agentes dispersores las semillas alcanzaron distancias más largas generando nuevos focos secundarios de la invasión por el resto de la vereda siguiendo el patrón de distribución sobre las cercas y que en algunos casos se extienden al interior de los predios, que al no ser controlados se expandirán hasta absorber los que se encuentran a su alrededor, repitiendo el proceso y creando matrices homogéneas de retamo espinoso.

Por su parte, la gran cantidad de individuos de tamaño intermedio registrados en la zona indica el potencial crecimiento de la invasión en el tiempo, Baeza (2001) encontró que la mayor parte de individuos en estado reproductivo de *U. parviflorus* se encuentran en tamaños intermedios, frecuencia que disminuye en los juveniles incapaces de producir frutos y en los de mayor porte; este hecho es importante en el proceso de invasión, ya que indica que la mayor cantidad de parches se encuentran en una etapa reproductiva máxima, siendo potenciales en el proceso de invasión de la vereda. En algunas leguminosas arbustivas se ha observado que la disminución en la capacidad reproductiva está inversamente correlacionada con la edad de la planta, debido a que la floración se produce sobre tallos nuevos y la producción de estos tallos es baja en las poblaciones más viejas (Auld 1994). Al igual que los individuos juveniles provenientes de semillas quienes tardan aproximadamente un año en producir flores; sin embargo algunos individuos de bajo porte que son rebotes de tocones o raíces de adultos que han sido cortados producen flores durante los primeros meses después del rebrote (Com. Pers. Zabaleta 2008), por tanto algunas de las actividades de control ejercidas pueden facilitar la producción de semillas en un tiempo más corto.

De igual forma, la mayor cantidad de parches encontrados no superan los 50 m², es decir estos son parches recientemente formados o corresponden a individuos aislados que son focos secundarios de invasión dentro de la vereda, de esta forma continúa el avance del proceso.

Actualmente la velocidad y alcance de la dispersión de la especie es muy efectiva, lo que facilita su expansión; así, la dispersión barócora de las semillas propia de la especie no es la única causa de la colonización masiva en el corto plazo, aunque el establecimiento de plantas aisladas puede eventualmente expandir la distribución de esta especie. Otros mecanismos de dispersión como el transporte de animales probablemente jueguen un papel importante en la colonización del retamo (Hill *et al.* 1996)

DIAGNÓSTICO SOCIAL

Según los habitantes de la vereda la llegada del retamo espinoso se debió a la introducción de individuos por parte de funcionarios de la EAAB, con el fin de delimitar los predios tiempo después de la construcción del embalse de Chisacá, lo que indica que en estos predios se encuentran las invasiones de mayor antigüedad y a partir de estos sitios comenzó la expansión de la especie en el resto de la vereda, generando fuertes tensiones sociales entre la EAAB y la comunidad (Cano 2010).

La presencia actual del retamo espinoso representa un problema colectivo, la mayor parte de los entrevistados manifiestan que una vez el retamo llega a un sitio es muy difícil de erradicar, invade especialmente las cercas y caminos, y si no se realiza una limpieza frecuente puede llegar a cerrar los caminos peatonales que se usan al interior de la vereda. Cano (2010) se refiere a un descontento social, en el que los pobladores consideran que el problema obedece a la falta de una acción efectiva de las entidades

públicas para erradicar la planta, especialmente de la EAAB por ser la principal implicada en la introducción de esta especie, es mas afirma que la expansión del retamo ha resultado ser una situación no esperada, pero adecuada a los fines de restricción del acceso a los territorios administrados por la EAAB, especialmente a la dificultad de evitar el ingreso de ganado a estos predios.

A pesar de los esfuerzos que se realizan para erradicar la especie, la expansión continúa; un alto porcentaje de los entrevistados manifestaron la presencia actual o pasada de retamo espinoso en sus predios, logrando mantenerlo controlado gracias a las remociones frecuentes, especialmente cuando el corte de los individuos se hace desde la raíz. Sin embargo, muchos de ellos, incluidos los guardabosques de la EAAB realizan prácticas que favorecen la invasión (Cano & Zamudio 2006), debido en parte a un desconocimiento inicial de la ecología de la especie, como su carácter pirófilo o la rápida producción de estructuras reproductivas a partir de rebrotes, por tanto, prácticas como las quemas o los cortes superficiales de los individuos producen un aumento en la invasión. Por otro lado la formación de los bancos de semillas persistentes causa desconcierto entre los pobladores que a pesar de sus esfuerzos ven como rebrotan los individuos permanentemente. No obstante, el constante manejo ha generado entre los pobladores cierto conocimiento empírico para el control del retamo, así, entre las recomendaciones mas comunes se halla el arrancar de raíz las plantas, quemar estos residuos y la posterior siembra de otras especies, esto coincide con las recomendaciones de los investigadores que se enfocan al control de los rebrotes, el sombrío y el control del banco de plántulas desde la fuente, es decir destruyendo la biomasa de los adultos. Cano (2010) se refiere a este aspecto como una relación de convivencia con el problema, con el que todo su aprendizaje sobre la planta ha sido obtenido mediante la observación, la prueba y el error, percatándose de que: *“no basta con cortarla porque vuelve a crecer, cuando la queman retoña con más rapidez y que hasta el momento no hay químico que la erradique”*.

Hasta el momento el control de la invasión ha estado en manos de la comunidad, quienes a pesar de no lograr la erradicación total, han logrado mantener un control de esta sobre sus predios, es claro que el conocimiento empírico de los pobladores ha sido la directriz en el manejo, ya que no se reconoce ninguna entidad, institución o agrupación que acompañe y capacite a la comunidad en el proceso. Este hecho puede llegar a ser alentador, ya que aunque el control de las invasiones biológicas representa una grave problemática, si se realiza un proceso articulado podrían obtenerse resultados más contundentes en los procesos de restauración a escala local.

Por su parte, la situación actual en la vereda El Hato, específicamente en los predios de la EAAB, evidencia que el no manejo de las áreas protegidas puede convertirse en un problema para el objetivo de estas, y que la figura de área protegida en ningún momento implica abandonar y permitir que la naturaleza actúe por si misma, ya que en áreas tan altamente disturbadas la restauración pasiva no conduce a la recuperación de la vegetación natural y de los procesos ecológicos propios del ecosistema original, debido a que la capacidad de resiliencia o de retornar por si misma a un estado original se ha perdido por la fuerte alteración, es necesario entonces recurrir a técnicas de asistencia de la sucesión o restauración activa, y planificar el manejo de estos sitios dedicados a la conservación.

REVISIÓN DE TÉCNICAS

Las estrategias utilizadas y propuestas por investigadores y entidades con respecto al control, manejo y restauración de áreas invadidas por retamo espinoso, se pueden resumir en: *i)* remoción de los individuos adultos, *ii)* agotamiento del banco de semillas y de plántulas, *iii)* control de retoños y rebrotes, *iv)* manejo de residuos, y *v)* reestablecimiento de coberturas nativas.

Entre las técnicas usadas para llevar a cabo estas estrategias están: quemas controladas, remociones manuales, arado, sombrío, solarización del suelo, fumigaciones, siembra de árboles y arbustos, control biológico, pastoreo, compostaje e incineración de residuos. Sin embargo, no todas las técnicas son apropiadas en todos los casos, estas varían de acuerdo con las características del sitio invadido, el estado de la invasión, la percepción de la comunidad acerca de la especie invasora, los recursos con los que se cuenta, la voluntad política y los objetivos de restauración.

La remoción de los individuos adultos puede ser una de las etapas que mayor esfuerzo humano y económico requiere, especialmente en grandes áreas. Al eliminar los individuos adultos se interrumpe la producción de semillas y se generan nuevas condiciones microclimáticas en la zona invadida.

Para lograr este primer paso existen alternativas como las quemas controladas, las cuales eliminan rápidamente la biomasa a bajo costo y en corto tiempo. Esta técnica además de eliminar la biomasa de los individuos adultos y permitir un manejo mas fácil en ausencia de las espinas, tiene efectos directos sobre el banco de semillas del retamo espinoso ya sea por la pérdida de la viabilidad de estas o al generar un estímulo en la germinación, McAlpine & Timmins (2002) encontraron una fuerte correlación entre la germinación de las semillas y el aumento de la temperatura, causando la disminución en el banco de semillas por

la germinación masiva (Hill *et al.* 2001), en contraste, otros autores argumentan que este aumento de la temperatura tiene un efecto devastador para las semillas.

No obstante las quemas presentan varios inconvenientes, el primero es sin duda el impacto que puede causar sobre el suelo y los microorganismos que allí se encuentran, la flora y la fauna existentes en el área y las semillas de especies nativas que puedan estar depositadas allí. El segundo inconveniente se refiere a las restricciones normativas existentes con respecto a las quemas a cielo abierto en áreas rurales.

La segunda técnica usada en este paso es el corte manual de los individuos adultos por medio de herramientas, esta técnica también resulta ser efectiva y causar un impacto ecológico menor, pero en áreas grandes puede implicar mayor tiempo e inversión de recursos. Adicionalmente, al cortar los individuos, los tocones y raíces de los mismos permanecen en el suelo siendo un potencial para la reinvasión por medio de los rebrotes, lo que implica que debe controlarse no solo el banco de semillas y plántulas, sino también la reproducción vegetativa, la cual puede acelerar el proceso de invasión dado que los rebrotes pueden producir flores a los 6 meses, mientras los individuos provenientes de semillas tardan hasta 2 años (Rees & Hill 2001).

Esta técnica nos lleva a las siguientes etapas, control de rebrotes y manejo de residuos; el control de rebrotes es indispensable en el proceso, una de las formas de eliminar estos rebrotes es manual, mediante herramientas como azadones y picas, no obstante en grandes áreas se convierte en un trabajo costoso y demorado, la alternativa para esto es realizar arado con tractor y el posterior retiro de los residuos. Esta técnica puede alterar las condiciones físicas y químicas del suelo (Tu *et al.* 2001), lo que en ocasiones puede ser benéfico especialmente en suelos altamente compactados. Es necesario evaluar los efectos benéficos o perjudiciales que tiene esta técnica sobre las características del suelo y el posterior establecimiento de otras especies, y sobre los bancos de semillas de *U. europaeus*, ya que Sánchez –Tapia y Vargas (2007) se refieren a esta técnica como un limitante en el establecimiento temprano de *U. europaeus*, pero no se conoce su influencia sobre otras especies.

Cuando se realiza el corte de los individuos se genera una gran cantidad de biomasa, la cual contiene semillas y cuyos troncos, tocones y raíces tienen la capacidad de rebrotar, por esta razón una importante etapa en el proceso es el manejo de residuos, evitando al máximo el transporte de los mismos, durante el cual puede darse una dispersión de las semillas y expandir la invasión. Una de las técnicas aplicables es la quema de estos residuos en pequeñas pilas que disminuyan el riesgo de un incendio; sin embargo estas presentan, a menor escala, los inconvenientes expuestos para la quema controlada de los individuos en pie. Una técnica más amable con el ambiente es optar por la reutilización de estos residuos, como la elaboración de abono orgánico, reduciendo hasta un 50% del volumen y obteniendo un producto de buena calidad en 3 meses (Olaya & García 2001, véase en Ríos 2005); sin embargo, este es un tema poco explorado. Entre algunas alternativas planteadas esta el enterramiento a grandes profundidades de este material, aunque en este sentido debe tenerse en cuenta la persistencia de sus bancos de semillas, los que podrían permanecer viables y al menor estímulo germinar y cuando el volumen del material es muy grande se dificulta esta labor.

Algunos de los habitantes aplican herbicidas sobre los residuos, no obstante según sus explicaciones, esta técnica debe repetirse constantemente con los insumos que generalmente usan (Round-up), sino pierde eficacia, esto implicaría un fuerte impacto sobre el suelo y posiblemente sobre cuerpos de agua aledaños, adicionalmente los costos aumentarían ampliamente.

Hasta el momento en Colombia el control biológico en estas diferentes etapas ha sido poco estudiado, y debe ser una de las técnicas de mayor cuidado dada la impredecibilidad de introducir nuevas especies al sistema.

La siguiente etapa en el proceso corresponde al reestablecimiento de las coberturas vegetales, ya que si no se realiza será nuevamente invadida por el retamo espinoso. Al respecto se recomienda una siembra inicial con especies pioneras, que resistan fuertes condiciones climáticas como vientos, heladas, etc., y que a la vez generen rápidamente doseles que afecten el desarrollo de las plántulas de retamo, retardando su establecimiento (Díaz – Espinosa y Vargas 2009, León y Vargas 2009), la disminución en la tasa de crecimiento y el retraso en el desarrollo permiten que el control en el banco de plántulas se facilite; por otro lado, las condiciones microclimáticas que se generan al interior de los doseles puede favorecer el establecimiento de otras especies (Díaz – Espinosa *et al.* 2007). Posteriormente el enriquecimiento con especies leñosas de larga vida contribuye a la recuperación de la composición y estructura del ecosistema, y largo plazo puede promover procesos funcionales dentro del mismo.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

- La invasión de especies exóticas esta a ligada a factores de alteración y degradación, por tanto es importante no solo intervenir las áreas invadidas, sino prevenir la invasión en sitios alterados.

- Contemplar una visión regional o de paisaje permite entender los procesos de las invasiones y poder manejarlos de una forma integral.
- La presencia de diferentes escenarios de invasión implica manejos diferenciales en cada uno de ellos.
- El monitoreo y mantenimiento a largo plazo es esencial en el control del retamo espinoso.
- La utilización de especies nativas en la restauración y en otras actividades evita que se presenten a futuro problemas de invasión debido al desconocimiento del comportamiento de especies exóticas en nuestros ambientes.
- Involucrar a las comunidades locales en los programas de restauración es de suma importancia, ya que los conocimientos locales y tradicionales pueden ser importantes aportes en la implementación de estos.
- La formulación de políticas claras al respecto de la introducción de especies junto con un seguimiento y control no solo de las especies a introducir, sino de las especies exóticas que se encuentran haciendo parte de los ecosistemas puede prevenir posibles invasiones.
- Es importante que las autoridades ambientales y demás entidades incorporen dentro de sus planes y programas la restauración de las áreas que han sido invadidas por especies exóticas y que formulen estrategias para evitar el avance de las mismas.
- El manejo y control del retamo espinoso debe ser una tarea.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la Secretaría Distrital de Ambiente, al Acueducto de Bogotá y al Jardín Botánico de Bogotá su apoyo para la realización de esta investigación. A todos los integrantes del Grupo de Restauración Ecológica de la Universidad Nacional por su colaboración y ayuda en las labores de campo. A la Familia Vela por toda su ayuda y entusiasmo en las difíciles labores de erradicación del retamo.

LITERATURA CITADA

- Auld, T. D., 1994. *The role of soil seed banks in maintaining plant communities in fire-prone habitats*. Proc. 2nd. Int. Conf. Forest Fires Research, pp. 1069-1078
- Baeza, M. J. 2001. Aspectos ecológicos y técnicas de control del combustible (roza y quema controlada) en matorrales con alto riesgo de incendio dominados por *Ulex parviflorus*. Tesis Doctoral, Facultad de Ciencias, Universidad de Alicante, Biblioteca virtual Miguel de Cervantes.
- Calderón Sáenz, E. 2003. Plantas invasoras en Colombia, una visión preliminar. Programa de Biología de la Conservación, Línea de Especies Focales. Instituto Alexander von Humboldt. Bogotá. Documento electrónico disponible en: <http://www.humboldt.org.co/>
- Cannas, S. A, Marco, D. E., Páez, S. A. y M. A. Montemurro. 2003. Modelado de invasiones biológicas: dinámica poblacional y formación de patrones espaciales. Procesos Biofísicos Complejos, Cap. 7, p. 119. Eds. Julio A. Hernández and Andrés Pomi (Ed. Dirac, Fac. de Ciencias, Montevideo).
- Cano, I. y N. Zamudio. 2006. Recuperar lo nuestro, una experiencia de restauración ecológica con participación comunitaria en predios del embalse de Chisacá, Localidad de Usme, Bogotá D.C. Grupo de Restauración Ecológica Universidad Nacional de Colombia
- Cano, I. 2010. Acción gubernamental y mediación local del control territorial, la expansión del retamo espinoso en el Distrito Capital, Bogotá - Colombia (en este volumen).
- Cárdenas, C. 2004. Invasiones por *Ulex europaeus*: germinación y estrategias de control en fases tempranas. Tesis de maestría. UAB.
- Díaz – Espinosa, A., León, O. A. y O. Vargas. 2007. Sobrevivencia y crecimiento de plántulas debajo de *Lupinus bogotensis*: Implicaciones para la restauración. En: Estrategias para la restauración ecológica del bosque altoandino: el caso de la Reserva Forestal de Cogua, Cundinamarca. Grupo de Restauración Ecológica y Vargas, O. Editores

- Díaz – Espinosa, A. 2009. Rasgos de historia de vida y ecología de las invasiones de *Ulex europaeus* L. En: Vargas O. León O.A & Díaz – Espinosa A. (eds). Restauración ecológica en zonas invadidas por retamo espinoso y plantaciones forestales de especies exóticas. Grupo de Restauración Ecológica Universidad nacional de Colombia – Secretaría Distrital de Ambiente. En prensa.
- Díaz – Espinosa, A. y O. Vargas. 2009. Efecto de la siembra de leguminosas herbáceas y arbustivas sobre el control en el establecimiento de la especie invasora *Ulex europaeus* (Fabaceae), en los alrededores del Embalse de Chisacá (Localidad de Usme. Bogotá D.C.) En: Vargas O. León O.A & Díaz – Espinosa A. (eds). Restauración ecológica en zonas invadidas por retamo espinoso y plantaciones forestales de especies exóticas. Grupo de Restauración Ecológica Universidad nacional de Colombia – Secretaría Distrital de Ambiente. En prensa.
- Díaz – Martín, R. 2007. El monitoreo en la restauración ecológica. En: Vargas O & Grupo de Restauración Ecológica (eds). 2007. Guía Metodológica para la Restauración ecológica del bosque altoandino. Grupo de Restauración ecológica Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Ciencias. Bogotá.
- Gallego, J. B. 2005. Seguimiento de la restauración de los ecosistemas del Río Guadiamar: propuesta de un modelo conceptual. En: Abolafia *et al.* Seguimiento de la restauración de los ecosistemas del Río Guadiamar: propuesta de un modelo conceptual. Junta de Andalucía. Dirección General de la Red de Espacios Naturales Protegidos y Servicios Ambientales. Consejería de Medio Ambiente.
- Gouldthorpe, J. 2006. Gorse, national best practice manual. Managing gorse (*Ulex europaeus*) in Australia. Australian government – National gorse Taskforce. Recurso electrónico: <http://www.weeds.org.au/WoNS/gorse/docs/GNBPM-intro.pdf>
- Hill, R. L., Gourlay, A. H., Lee, W. G. & J. B. Wilson. 1996. Dispersal of seeds under isolated gorse plants and the impact of seed-feeding insects. Proc. 49th N.Z. Plant Protection Conf. 1996: 114-118
- Hill, R. L., Gourlay, A. H. & S. V. Fowler. 2000. The Biological Control Program Against Gorse in New Zealand. Proceedings of the X International Symposium on Biological Control of Weeds 4-14 July 1999, Montana State University, Bozeman, Montana, USA Neal R. Spencer [ed.]. pp. 909-917
- Hill, R. L., Gourlay, A. H. & R. J. Barker. 2001. Survival of *Ulex europaeus* seeds in the soil at three sites in New Zealand. New Zealand Journal of Botany, 2001, Vol. 39: 235-244
- Ivens, G. W. 1978. Some aspects of seed ecology of gorse (*Ulex europaeus*) Proceedings of the 31st New Zealand weed and pest control conference Ivens 1982.
- Jáuregui, B. M., Celaya, R., Garcia, U. & K. Osoro. 2007. Vegetation dynamics in burnt heather-gorse shrublands under different grazing management with sheep and goats. Agroforest Syst 70:103–111
- León, O. A. y O. Vargas. 2009. Sombreado artificial y natural para el control y restauración ecológica de áreas invadidas por retamo espinoso (*Ulex europaeus*). En: Vargas O. León O.A & Díaz – Espinosa A. (eds). Restauración ecológica en zonas invadidas por retamo espinoso y plantaciones forestales de especies exóticas. Grupo de Restauración Ecológica Universidad nacional de Colombia – Secretaría Distrital de Ambiente. En prensa.
- McAlpine, K. & S. Timmins. 2002. The effect of fire on bone – seed and gorse germination. Science and research Unit, Dept. of conservation. Wellington. En: <http://www.doc.govt.nz/upload/documents/science-and-technical/SciencePoster56.pdf>
- Millener, L. H. 1961. Day-Length as Related to Vegetative Development in *Ulex europaeus* L. I. The Experimental Approach. New Phytologist, Vol. 60, No. 3. (Oct., 1961), pp. 339-354.
- Mora, J., Figueroa, Y. y Vivas T. 2007. Análisis multi-escala de la vegetación de los alrededores del embalse de Chisacá (Usme, Bogotá D.C) y sus implicaciones para la formulación de proyectos de restauración ecológica.
- Ponce de León y Asociados. Ingenieros Consultores. 2005. Estudios, formulación, diseños detallados y desarrollo del plan de manejo ambiental de los predios asociados al sistema de abastecimiento sur y de la cuenca alta del río Tunjuelo. Capítulo 8.2. Proyecto de investigación para el control de la dispersión de las especies invasoras retamo espinoso (*Ulex europaeus* L.) y acacia (*Acacia decurrens*). Informe final. Bogotá.

- Rees, M. & R. L., Hill. 2001. Large scale disturbances, biological control and the dynamics of gorse populations. *Journal of Applied Ecology* 38: 364-377.
- Ríos, H. F. 2002. Eliminación de la especie invasora *Ulex europaeus* L (Fabaceae) como estrategia experimental de restauración de la vegetación en el cerro de Monserrate, Bogotá D.C., Cundinamarca. *Tesis de pregrado* (Biólogo). Universidad Nacional de Colombia. Facultad de ciencias. Departamento de Biología.
- Ríos, H. F. 2005. Guía técnica para la restauración de áreas afectadas por especies vegetales invasoras. Jardín Botánico de Bogotá José Celestino Mutis.
- Ríos, H. F. 2006. Producción de estructuras reproductivas de *Ulex europaeus* y *Teline monspessulana* en tres tipos de vegetación en el Cerro de Monserrate, Bogotá, D.C. – Colombia. *Revista Pérez Arbelaezia* No 17 diciembre de 2006
- Sánchez-Tapia, A. y O. Vargas. 2007. Efecto del sombreado artificial sobre el retamo espinoso (*Ulex europaeus* L.) en el Embalse de Chisacá (Localidad de Usme. Bogotá D.C.). Vargas O. & Grupo de Restauración. Restauración ecológica del bosque altoandino. Estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores del Embalse de Chisacá (Localidad de Usme, Bogotá D.C.)
- Tu, M., Hurd, C. & J. M. Randall. 2001. *Weed Control Methods Handbook*, The Nature Conservancy, <http://tncweeds.ucdavis.edu>
- Universidad Distrital Francisco José de Caldas. 2006. Caracterización y articulación de la dinámica de operación de los actores en la Localidad de Usme para su proyección e incorporación en la agrored. Convenio Interadministrativo 010 – 05 UD-FDLU. Facultad de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Vargas, O. (Ed.) 2007. Guía Metodológica para la Restauración Ecológica del Bosque Altoandino. Grupo de Restauración ecológica Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Ciencias. Bogotá.
- Zabaleta, A. 2007. Caracterización horizontal y vertical de los bancos de semillas de *Ulex europaeus* L. en parches de diferentes tamaños de los alrededores del Embalse de Chisacá (Localidad de Usme. Bogotá D.C.). Vargas O. & Grupo de Restauración. Restauración ecológica del bosque altoandino. Estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores del Embalse de Chisacá (Localidad de Usme, Bogotá D.C.).



42. BANCO DE SEMILLAS GERMINABLE EN ÁREAS INVADIDAS POR RETAMO ESPINOSO (*Ulex europaeus*) CON DIFERENTES EDADES DE QUEMA (ALREDEDORES DEL EMBALSE DE CHISACÁ, BOGOTÁ, LOCALIDAD DE USME)

Nardi Amarilis Torres Rodríguez
Bióloga Universidad Militar Nueva Granada
naramarilisto@gmail.com

Orlando Vargas Ríos
Profesor Dpto. de Biología. Grupo de Restauración Ecológica
Departamento de Biología Universidad Nacional de Colombia
jovargasr@unal.edu.co

RESUMEN

Se evaluó la composición, riqueza y diversidad del Banco de Semillas Germinable (BSG) en tres áreas invadidas por el retamo espinoso (*Ulex europaeus*), con diferente manejo y edades de quema: tres meses, tres y cinco años. El BSG se evaluó a partir del conteo de plántulas de muestras de suelo en condiciones de invernadero. Se encontró que el BSG del área quemada hace 3 meses presentó menor abundancia (854) y densidad (1657.3), mayor diversidad (1-D 0,8788, H 2.374), seguida por el área quemada hace 3 años con una abundancia (4720), diversidad (1-D 0,8452, H 2,061) y densidad intermedia (9159.7), mientras el BSG del área con 5 años de quema presentó la mayor abundancia (6786) y densidad (13169.02), menor diversidad (1-D 0,8067, H 2,034)).

El 74% de las especies identificadas en el BSG presentaron hábito de crecimiento herbáceo, el 10 % arbusto, 6% trepador, el 6% subarborescente y el 3% arbóreo. La mayoría de las especies encontradas dentro de cada una de las áreas son nativas, la proporción de especies no nativas para cada área varió entre 28 y 35%. Las especies más dominantes para las tres áreas de estudio presentan dispersión anemócora, lo cual explica su éxito en la presencia del banco de semillas. En el banco de semillas de las tres áreas de estudio la forma de dispersión que domina es la dispersión por anemocoria (74%), seguido por la dispersión zoocora (16%), finalmente la dispersión por autocoria (10%).

Palabras clave: especies invasoras, *Ulex europaeus*, bancos de semillas, plántulas.

INTRODUCCIÓN

El proceso de globalización y las actividades del ser humano han contribuido al movimiento de especies más allá de su rango de distribución natural, causando un incremento en las poblaciones de especies exóticas de muchos ecosistemas (Sánchez 2007a). Muchas de estas especies son invasoras y representan una amenaza para las comunidades y poblaciones nativas ya que alteran los ecosistemas y la disponibilidad de recursos naturales, convirtiéndose en un factor que amenaza la biodiversidad a nivel mundial (D'Antonio & Vitousek 1992). Sher & Hyatt (1999), clasifican las características de una especie vegetal invasora en tres categorías: i. Atributos reproductivos, ii. Tolerancia ambiental, iii. Habilidad competitiva. La categoría de reproducción está asociada a atributos de persistencia y establecimiento, reproducción sexual vs. vegetativa, perenne vs. anual, habilidad de dispersión. La tolerancia ambiental incluye atributos que le confieren a la planta la capacidad para resistir limitaciones bióticas y abióticas. La habilidad competitiva hace referencia al efecto supresivo que la especie invasora genera a las especies vecinas. Los rasgos de historia de vida de las especies pueden facilitar los sucesos de invasión; sin embargo, estos dependen de las condiciones ambientales, la composición y diversidad de la comunidad de plantas y el nivel de disturbio (McAlpine 2005). La permanencia de las especies introducidas en su lugar de establecimiento depende de una dinámica de extensión del rango, es decir, la población permanece pequeña y localizada en ocasiones por largos periodos, con el tiempo se va produciendo la extensión de su rango (Hobbs & Humphries 1995) generándose cambios en el ecosistema mientras se cumplen los requisitos poblacionales mínimos para que se dé inicio a la invasión (Sánchez 2007b, Ríos 2005). Básicamente todos los ecosistemas pueden ser invadidos, independientemente de su estructura y diversidad, sin embargo; los ecosistemas más perturbados suelen tener más invasiones, por lo tanto la cantidad de plantas invasoras aumenta a medida que se hacen más frecuentes los cultivos y el pastoreo (Vargas 2007).

Cuando hay correspondencia entre los sitios receptores y los sitios de origen las especies invasoras tienen mayor probabilidad de invadir, su establecimiento será proporcional a la frecuencia e intensidad de las perturbaciones del ambiente receptor, la frecuencia de introducción de propágulos y la gran concordancia ambiental del sitio fuente con el receptor. Los sucesos de invasión probablemente ocurren cuando los patrones históricos de disturbio en un hábitat han sido modificados, ya que eventos de disturbio individuales por sí mismos no pueden afectar la susceptibilidad a la invasión de los hábitats (Gutiérrez 2006). Retamo espinoso (*Ulex europaeus*) pertenece a la familia Fabaceae es nativa del Occidente de Europa (Rees & Hill 2001), fue introducida a la región Andina en los departamentos de Antioquia y Cundinamarca (Sánchez 2007b), donde ha tenido un gran impacto principalmente sobre el ecosistema de Bosque Altoandino, el cual se encuentra sometido a una gran presión de transformación generada por la expansión de la frontera agrícola y ganadera, en algunas ocasiones por plantaciones forestales de especies exóticas (Repizzo 1993). Esta especie se encuentra dentro de las 100 especies más invasoras del mundo (Sánchez 2007b) y dentro de las diez invasoras con mayor impacto a nivel nacional (Calderón 2003).

Un rasgo de historia de vida de *U. europaeus*, que le permite competir con las especies nativas es la formación de Banco de Semillas Persistentes (BSP). Estos BSP son importantes ya que ofrecen una perspectiva en la regeneración de lugares perturbados ya que las semillas pueden persistir en el suelo mucho después de la desaparición de sus plantas parentales (Klimesova & Klimes 2007), y a la vez son vitales para la restauración de la variabilidad genética y el número de poblaciones que se encuentran en los primeros centímetros del suelo cuando falla su establecimiento y reproducción (Leck *et al.* 1989). En este contexto el estudio del Banco de Semillas Germinable (BSG) pueden dar una idea de las dinámicas de las poblaciones que existieron antes de que un disturbio alterara la composición del ecosistema y reemplazara los individuos originales por especies oportunistas, también son importantes en el proceso de restauración ya que a partir de este se puede iniciar un proceso de recuperación de la vegetación nativa y las dinámicas naturales (Zabaleta 2007). Retamo espinoso es un arbusto leñoso, perenne y siempre verde, en las zonas de origen usualmente alcanza un tamaño que va de 0,6 a 2 m de altura, puede alcanzar 4 metros de altura. Las hojas son siempre verdes siendo reemplazadas posteriormente por hojas espinosas o acículas que miden entre 0.5-1.5 cm de largo (Markin 2001). Tiene flores amarillas solitarias o en racimos, generalmente agrupados en las puntas de las ramas. Los frutos son vainas dehiscentes, oblongas de color café de 1 a 2 cm, las vainas sostienen de 1 a 7 semillas lisas de color café brillante que pesan 6 mg y tienen 2 mm de longitud (Clements *et al.* 2000). Las semillas de *Ulex europaeus* no requieren luz para germinar; sin embargo, cuando las plántulas se encuentran con baja disponibilidad de luz se reduce su supervivencia, siendo esta característica útil para su control.

El retamo tiene la capacidad de regenerarse sexualmente a partir de semillas y vegetativamente a través de raíces o fragmentos de raíces. Se caracteriza porque es capaz de desarrollar raíces adventicias después de grandes disturbios (corte de ramas o de arbustos enteros y/o daños generados por fuego) (Clements *et al.* 2000). Su carácter pirófilo es un *feed back* positivo para la población, ya que después de una quema la población se rejuvenece a partir de rebrotes o plántulas (Díaz 2009). Este trabajo tiene como objetivo comparar el banco de semillas germinable (BSG) de áreas invadidas por *Ulex europaeus* con diferentes edades de quema y manejo en los alrededores del embalse de Chisacá.

ÁREA DE ESTUDIO

Este estudio se realizó en zonas aledañas al Embalse de Chisacá en predios de la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (EAAB) en la localidad de Usme, Cundinamarca, Colombia. Las parcelas experimentales se encuentran entre los 3128 a 3140 msnm, geográficamente están ubicadas entre las coordenadas 74°10'03.2'' - 74°10'0'' - 74° 10'02.5'' de latitud N y 04°23'03.2'' - 4°22'59.3'' - 4° 23' 01.2'' de longitud W (Figura1).

La zona presenta un patrón de lluvias bimodal con una precipitación media anual de 765.2 mm, siendo los meses de abril a julio los meses con valores más altos de precipitación y los meses de septiembre a noviembre los de menor precipitación, la temperatura promedio anual es de 9.2 °C, con oscilaciones promedio de 0.8°C y 5.8°C (datos 1990-2005, estación Las Sopas).

Este lugar tiene una historia de uso de la tierra la cual ha conducido a la expansión de la frontera agrícola, ganadería, plantación de coníferas exóticas e invasión de Retamo espinoso (Mora *et al.* 2007), este último actualmente invade corredores de los ríos Chisacá y Tunjuelo, los bordes de las carreteras, predios de la EAAB y algunos predios privados. En estas áreas se observa densos parches que se caracterizan por tener diferentes tamaños y estados fenológicos; los cuales ocupan más de 34 hectáreas dentro de la vereda, 22 de las cuales (65% de la invasión) se encuentran localizadas en predios de la EAAB (León *et al.* 2009).



Figura 1. Ubicación del área de estudio, predios de la empresa EAAB- ESP de los alrededores del embalse de Chisacá. Escala 1:25.000. Tomado de Escala Humana (2005).

Para la caracterización del BSG se seleccionaron tres sitios de muestreo: i. área quemada hace tres meses, ii. área quemada hace tres años, iii. área quemada hace cinco años (Figura 2).

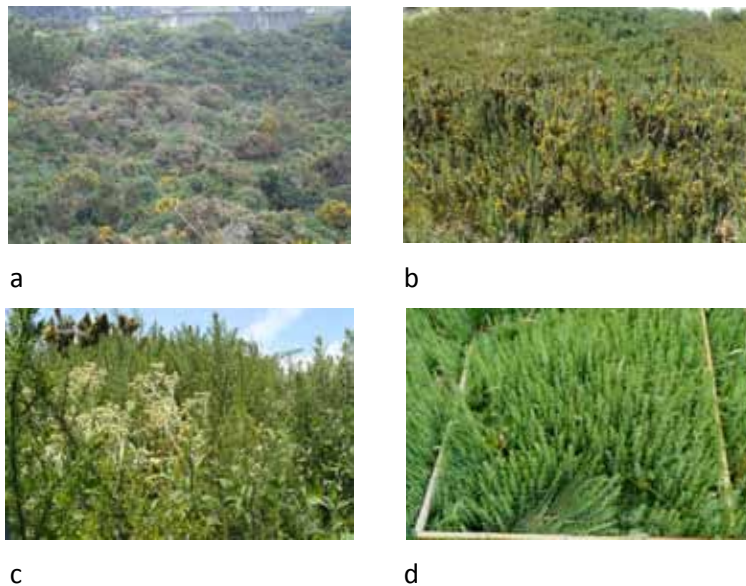


Figura 2. Áreas de estudio. a. Parche de invasión antes de la quema, ésta área se muestreó tres meses después de la quema, b. área quemada hace 3 años y regenerada. c. área quemada hace 5 años y regenerada. d. Parcela control.

MÉTODOS

PREPARACIÓN DE LAS PARCELAS

En septiembre de 2005, se demarcó una parcela de $\pm 20 \times 30$ m en la que se encontraban parches de retamo espinoso en diferentes estados fenológicos y diferentes tamaños. En esta parcela se realizaron disturbios previos para eliminar la cobertura

continua de retamo espinoso, los cuales consistieron en: remoción manual de las plantas adultas, dos quemas controladas para eliminar la biomasa restante y arado con tractor para eliminar las raíces y tallos que permanecían en el suelo, esta parcela corresponde al área quemada hace tres meses (Figura 3). Para el montaje de las dos parcelas experimentales restantes, se seleccionaron dos áreas con quema hace tres y cinco años. Las tres parcelas control se seleccionaron en áreas con producción de plántulas a partir de semilla y no de rebrotes. Una vez seleccionadas las áreas de estudio se procedió al montaje de las parcelas de 2 x 3 m, las parcelas se subdividieron en cuadrantes de 1 x 1 m formando 12 puntos de inserción, en cada punto se recolectaron tres submuestras de suelo con un cilindro de 13.5 cm de diámetro por 5 cm de altura, de tal forma que se recolectaron 2.148 cm³ de suelo por unidad muestral o punto de muestreo (Figura 4).



Figura 3. Preparación del terreno a. quema controlada, b y c. remoción manual de tallos remanentes, d. Arado con tractor. Tomado de León *et al.* 2009.

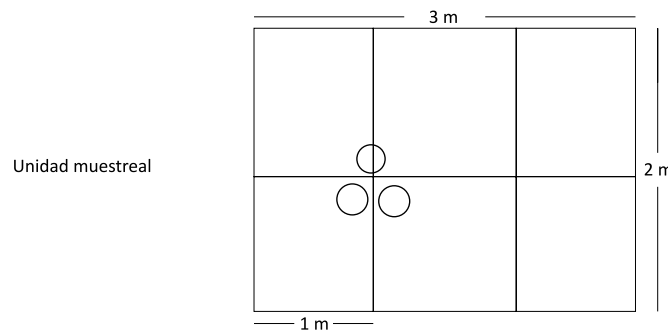


Figura 4. Parcela de muestreo para la caracterización del Banco de semillas germinable. Las muestras de suelo se tomaron de las intersecciones de la cuadrícula. Cada unidad muestral se conformo de tres subunidades muestrales de 716 cm³.

Antes de coleccionar las muestras de suelo se retiró la cobertura vegetal para extraer únicamente el suelo y las semillas presentes en él. Las muestras de suelo se colocaron en bolsas plásticas y se llevaron al invernadero del Departamento de Biología de la Universidad Nacional. La estructura de este invernadero es totalmente cerrada de modo que no es posible la entrada de semillas. Las muestras recolectadas se pasaron por un tamiz con ojo de malla de 4 - 5 mm que retiene la vegetación en descomposición presente en la superficie del suelo, las muestras se colocaron en bandejas de icopor de 4.5 cm de altura, 14.5 cm de ancho y 14.5 cm de largo (630.75 cm³), para evitar la acumulación de agua, se perforaron las bandejas de icopor, se colocó una capa de grava y encima la capa de suelo de 3 cm de altura. El suelo se regó cada dos días con gota fina, para evitar maltratar las plántulas. A medida que iban apareciendo nuevas plántulas se colocó una bandera marcada para diferenciarlas de las ya geminadas. El conteo

de las plántulas se realizó cada 15 días, las plántulas ya registradas se retiraron para permitir la germinación de nuevas semillas, a la vez se removió el suelo para permitir la expresión de nuevas plántulas en el estrato profundo de las bandejas. La remoción, conteo e identificación de las plántulas se hizo hasta que se agotó el BS. Para la determinación correcta se seleccionaron plántulas de cada morfoespecie y se sembraron en materas hasta su la floración.

ANÁLISIS DE DATOS

La densidad del Banco de Semillas se calculó por metro cuadrado, tomando como base el tamaño de la unidad muestral. Teniendo en cuenta que se extrajeron tres subunidades muestrales utilizando un cilindro con área de base πr^2 ($3.1416 * 6.75^2$) dando un área total para cada unidad muestral de $3 \pi r^2$. La densidad se halló dividiendo la abundancia absoluta de la especie entre el área base del cilindro con el cual se tomó la unidad muestral, definido como ($3 \pi r^2$), se debe multiplicar por 12 debido a los puntos de inserción formados en la cuadrícula. El tamaño del Banco de semillas se halló sumando las abundancias de cada especie. Se determinó las formas de vida para cada una de las especies que germinaron en el Banco de semillas a partir de las definiciones de Moreno (1984), las formas de dispersión se establecieron a partir del estudio realizado por Montenegro (2000), finalmente se determinó el origen de las especies, nativo o no nativo, de acuerdo a Hiram (1995). Para establecer la diversidad del BSG se determinó la diversidad alfa y beta de la siguiente manera, diversidad alfa: i. índice de riqueza de especies a partir del índice de Margalef, el cual mide la riqueza de especies a través de una relación logarítmica (Magurran 1989). ii. Índice de abundancias, relaciona la riqueza y la abundancia de las especies determinando la distribución de las abundancias, este índice se estimó a partir de los índices de Shannon y Simpson (Magurran 1989). iii. Los modelos de abundancia de especies, describen la distribución de las abundancias estableciendo la estructura de la comunidad, para determinar a cual modelo se ajustan los datos, se calculó el número de especies esperado en cada clase de abundancia y se comparó con el número de especies observado usando el test de bondad de ajuste χ^2 . Para calcular la diversidad alfa se utilizó el software PAST (Palaeontological Statistics Software) versión 1.75b. La diversidad beta establece el grado de diferencia en la composición de especies en cada área de estudio. Este nivel de diversidad se analizó a partir de los coeficientes cuantitativos y cualitativos de Sorensen y se calculó con el programa EstimateS (Estatistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples) versión 7.5.2 y BioDiversity- Pro Professional versión 2, respectivamente (Colwell 2006). Los análisis estadísticos para el BSG se realizaron a partir de comparaciones estadísticas a través de pruebas no paramétricas: Test de Friedman, para establecer las diferencias en cuanto a abundancia y densidad, y el Test Kruskal-Wallis con el objeto de establecer si la riqueza era diferente entre los sitios. Las diferencias se establecieron a un nivel de significancia del 5%.

RESULTADOS

COMPOSICIÓN DEL BSG

Se encontraron 31 especies distribuidas en 17 familias, la familia Asteraceae presentó mayor número de especies (9) en general y para cada una de las tres zonas, seguida por la familia Fabaceae y Caryophyllaceae con 3 especies cada una, Scrophulariaceae y Apiaceae con 2 especies cada una y el resto de familias con solo una especie. En el área quemada hace 3 meses, la familia más abundante fue la familia Asteraceae con 9 especies, seguida por la familia Caryophyllaceae con 3 especies, las familias Fabaceae y Scrophulariaceae presentaron 2 especies cada una. En el área quemada hace tres años, se encontró que la familia más abundante fue Asteraceae con 6 especies, la familia Fabaceae y Caryophyllaceae presentaron 3 especies cada una, seguida por la familia Scrophulariaceae con 2 especies. En el área quemada hace 5 años la familia más abundante fue Asteraceae con 6 especies, seguida por la familia Fabaceae representada por 3 especies, Caryophyllaceae tuvo 2 especies en esta área. Se encontraron 17 especies en común para las tres áreas (49%), con diferente cantidad de individuos en cada una. Las siguientes especies *Sigesbeckia jorullensis*, *Pennisetum clandestinum*, *Lachemilla* cf. *aphanoides*, *Gnaphalium* sp1, *Stellaria* sp1, *Gnaphalium* sp2, presentaron el BS más abundante, *Digitalis purpurea*, *Galium corymbosum*, *Gnaphalium* cf. *spicata*, Indet.1, *Hypericum* cf. *silenoides*, presentaron abundancias intermedias, mientras *Ulex europaeus*, *Oxalis medicaginea*, *Trifolium repens*, *Niphogeton* sp, *Conyza* sp., *Stellaria* sp2, presentaron las menores abundancias. Las especies que estaban en común en el BSG del área quemada hace 3 meses y 3 años fueron, *Gnaphalium gnaphalioides* y *Stellaria* cf. *media*. En el área quemada hace 3 meses y hace 5 años germinaron *Gamochaeta americana*, *Coriaria* cf. *thymifolia* e Indet.4, y finalmente *Rumex acetosella*, *Phytolacca bogotensis*, *Medicago lupulina* e *Sisyrinchium angustifolium*, se encontraron en el área quemada hace 3 y 5 años (Tabla 1). *Solanum nigrum*, *Capsella bursa-pastoris*, *Monnina* sp e Indet.5 germinaron solamente en el área quemada hace 5 años. *Sibthorpia repens* germinó únicamente en el área quemada hace 3 años y finalmente *Sonchus oleraceus*, *Baccharis* cf. *latifolia*, *Hydrocotyle bonplandii* e Indet.3 germinaron solo en el área quemada hace 3 meses. Las especies exclusivas para cada área presentaron las menores abundancias (Tabla 2).

Tabla 1. Familia, especie, Tipo de hábito, forma de dispersión y las abundancias de las especies germinadas en el BSG de las tres áreas con diferente edad de quema, se incluyen las especies que fueron clasificadas hasta nivel de morfoespecie (Indet.).

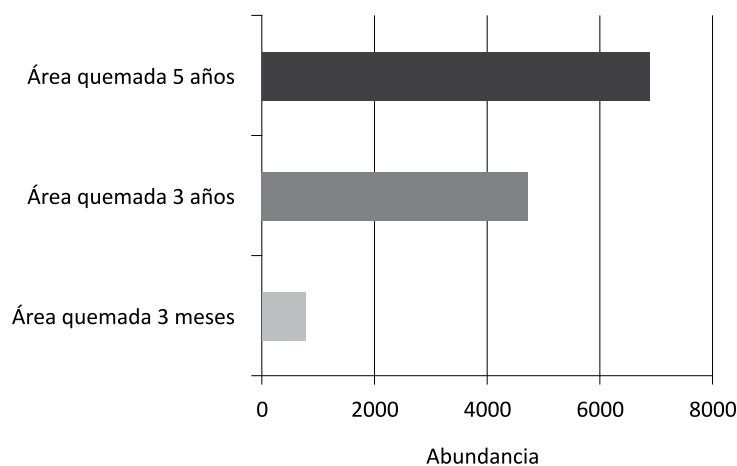
Familia	Especie	Tipo de hábito	Forma de dispersión	Origen	Abundancia absoluta			
					3 meses	3 años	5 años	Total
Asteraceae	<i>Sigesbeckia jorullensis</i>	Hierba	Anemocoria	Nativa	2	378	137	517
Apiaceae	<i>Niphogeton</i> sp.	Hierba	Anemocoria	Nativa	19	1	1	21
Apiaceae	<i>Hydrocotyle bonplandii</i>	Hierba	Anemocoria	Nativa	1			1
Asteraceae	<i>Gnaphalium</i> sp1	Hierba	Anemocoria	Nativa	124	844	282	1250
Asteraceae	<i>Gnaphalium</i> sp2	Hierba	Anemocoria	Nativa	168	176	1785	2129
Asteraceae	<i>Gnaphalium gnaphalioides</i>	Hierba	Anemocoria		2	8		10
Asteraceae	<i>Gnaphalium</i> cf. <i>spicatum</i>	Hierba	Anemocoria	Nativa	52	51	579	682
Asteraceae	<i>Conyza</i> sp.	Hierba	Anemocoria	Nativa	6	3	6	15
Asteraceae	<i>Baccharis</i> cf. <i>latifolia</i>	Subarbusto	Anemocoria	Nativa	1			1
Asteraceae	<i>Sonchus oleraceus</i>	Hierba	Anemocoria	No Nativa	1			1
Asteraceae	<i>Gamochaeta americana</i>	Hierba	Anemocoria	Nativa	33		102	135
Brassicaceae	<i>Capsella bursa-pastoris</i>	Subarbusto	Anemocoria				2	2
Caryophyllaceae	<i>Stellaria</i> cf. <i>media</i>	Enredadera	Anemocoria	No Nativa	4	1		5
Caryophyllaceae	<i>Stellaria</i> sp1	Hierba	Anemocoria		65	1071	399	1535
Caryophyllaceae	<i>Stellaria</i> sp2	Hierba	Anemocoria		4	4	5	13
Clusiaceae	<i>Hypericum</i> cf. <i>silenoides</i>	Hierba	Anemocoria	Nativa	11	2	122	135
Coriariaceae	<i>Coriaria</i> cf. <i>thymifolia</i>	Arbusto	Zoocoria	Nativa	2		1	3
Fabaceae	<i>Ulex europaeus</i>	Arbusto	Autocoria	No Nativa	8	17	23	48
Fabaceae	<i>Trifolium repens</i>	Hierba	Zoocoria	No Nativa	2	10	7	19
Fabaceae	<i>Medicago lupulina</i>	Hierba	Autocoria			5	5	10
Iridaceae	<i>Sisyrinchium angustifolium</i>	Hierba	Anemocoria			1	11	12
Oxalidaceae	<i>Oxalis medicaginea</i>	Hierba	Anemocoria	Nativa	5	3	7	15
Phtolacaleae	<i>Phytolacca bogotensis</i>	Hierba	Zoocoria	Nativa		2	5	7
Poaceae	<i>Pennisetum clandestinum</i>	Hierba	Anemocoria	No Nativa	153	415	2162	2730
Poligonaceae	<i>Rumex acetosella</i>	Hierba	Anemocoria	No Nativa		54	11	65
Polygalaceae	<i>Monina</i> sp.	Arbol	Zoocoria	Nativa			3	3
Rosaceae	<i>Lachemilla</i> cf. <i>aphanoides</i>	Hierba	Anemocoria	Nativa	81	961	543	1585
Rubiaceae	<i>Galium corymbosum</i>	Enredadera	Anemocoria	Nativa	3	179	5	187
Scrophulariaceae	<i>Digitalis purpurea</i>	Hierba	Anemocoria	No Nativa	1	2	174	177
Scrophulariaceae	<i>Sibthorpia repens</i>	Hierba	Anemocoria	Nativa		1		1
Solanaceae	<i>Solanum nigrum</i>	Arbusto	Zoocoria	Nativa			3	3
	Indet. 1				39	531	273	843
	Indet. 3				2			2
	Indet. 4				5		216	221
	Indet. 5						1	1
			Total		794	4720	6870	12384

Tabla 2. Especies exclusivas para cada área de estudio.

Especies exclusivas tres áreas		
Área 3 meses	Área 3 años	Área 5 años
<i>Baccharis cf. latifolia</i>		<i>Monnina cf. sp</i>
<i>Hydrocotyle bonplandii</i>	<i>Sibthorpia repens</i>	<i>Capsella bursa-pastoris</i>
Indet. 3		<i>Solanum nigrum</i>
<i>Sonchus oleraceus</i>		Indet. 5

ABUNDANCIA DEL BSG

El sitio con mayor abundancia de semillas fue el área quemada hace 5 años, donde germinaron 6.870 semillas, 3 especies quedaron indeterminadas. El área quemada hace 3 años presentó una abundancia de 4.720 semillas de las cuales una especie no fue determinada y finalmente el área quemada hace tres meses presentó la menor abundancia con 794 semillas (Figura 5). En el análisis estadístico a través de la prueba Friedman, presentó diferencias significativas para los parámetros de abundancia (S: 7.33 P: 0.026) y densidad (S: 7.33 P: 0.026).

**Figura 5.** Abundancia del banco de semillas germinable en las 3 áreas.

DENSIDAD DEL BANCO DE SEMILLAS GERMINABLE

En cuanto a la densidad del BSG, el área quemada hace 5 años presentó la mayor densidad con 13.333 semillas/m², seguida por el área quemada hace tres años con 9.160 semillas/m² y finalmente el área quemada hace 3 meses con 1.541 semillas/m². En el BSG del área quemada hace 5 años *Pennisetum clandestinum* y *Gnaphalium* sp2, fueron las especies con mayor densidad de semillas con 4.196 semillas/m² y 3.464 semillas/m² respectivamente. En el área quemada hace tres años *Stellaria* sp1 con 2.079 semillas/m², *Lachemilla cf. aphanoides* con 1.865 semillas/m², *Gnaphalium* sp1 con 1.638 semillas/m² y fueron las especies con mayor densidad de semillas. En el área quemada hace tres meses las especies *Gnaphalium* sp2 con 326 semillas/m², *Pennisetum clandestinum* con 297 semillas/m² y *Gnaphalium* sp1 con 241 semillas/m² presentaron mayor número de individuos, aunque estas densidades son menores a las encontradas en las otras áreas de estudio (Figura 6).

FORMAS DE VIDA DE LAS ESPECIES QUE FORMAN EL BANCO DE SEMILLAS

En cuanto al hábito de crecimiento, el 74% de las especies identificadas en el BSG presentaron hábito de crecimiento herbáceo, el 10 % arbusto, 6% enredadera, el 6% subarbutivo y el 3% arbóreo, éste último hábito lo presentó *Monnina* sp., esta especie germinó únicamente en el área quemada hace 5 años. En el área quemada hace tres meses de las 23 especies identificadas 78% fueron hierbas, 9 % enredaderas, 9% arbusto y 4% subarbutivos. *Gnaphalium* sp2 dominó el estrato herbáceo (21%), junto con *Pennisetum clandestinum* (19%) y *Gnaphalium* sp1 (16%). *Ulex europaeus* dominó el estrato arbustivo, *Baccharis cf. latifolia* presentó hábito subarbutivo.

ORIGEN DE LAS ESPECIES

La mayoría de las especies encontradas dentro de cada una de las áreas son nativas, la proporción de especies no nativas para cada área varió entre 28 y 35%.

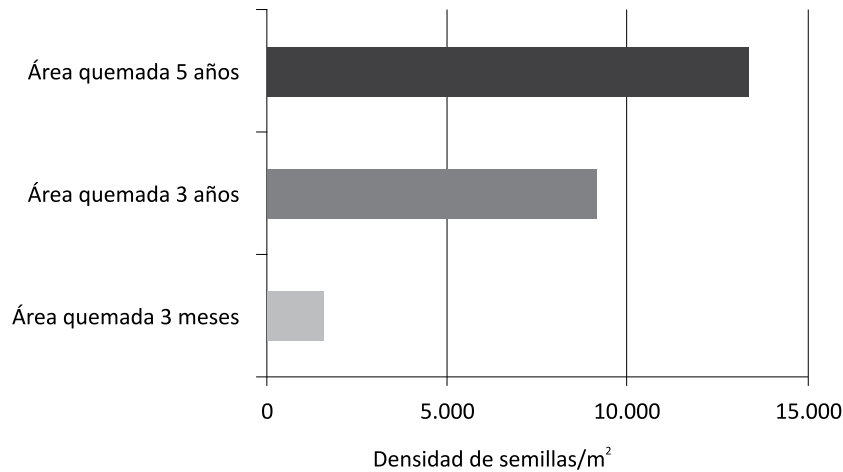


Figura 6. Densidad del banco de semillas de las tres áreas de estudio.

FORMAS DE DISPERSIÓN

Por revisión bibliográfica se determinó la forma de dispersión de cada especie que conforma el banco de semillas (Grime 1989, Mora *et al* 2007). En las tres áreas, el tipo de dispersión más común es la anemocoria, seguida por la zoocoria y autocoria. Las especies más dominantes para las tres áreas de estudio presentan dispersión anemócora, lo cual explica su éxito en la presencia del banco de semillas. En el banco de semillas de las tres áreas de estudio la forma de dispersión que dominó fue la dispersión por anemocoria (74%), seguida por la dispersión zoocora (16%), finalmente la dispersión por autocoria (10%).

DIVERSIDAD DEL BSG

Los valores de riqueza se calcularon con el índice de Margalef, los valores más altos se presentaron en el área quemada hace 3 meses con 3,744, seguida por el área quemada hace 5 años con 3,056 y 2,729 para el área quemada hace 3 años (Figura 7). Las tres áreas de estudio presentan diferencias significativas en cuanto a riqueza de especies (Kr: 11.43 p <0.003). Los valores de riqueza no corresponden con el número de especies que se encontraron en el banco de semillas de los sitios de estudio. Se encontraron 26, 24 y 28 especies para el área quemada hace 3 meses, 3 y 5 años respectivamente, de acuerdo al número de especies se observó que este índice debería tener el mayor valor en el área quemada hace 5 años, sin embargo; la dominancia de *Pennisetum clandestinum* y *Gnaphalium* sp2 hacen que ésta área sea poco uniforme, el índice de Margalef le da prioridad al número de especies, favoreciendo los sitios que poseen el mayor número de especies con menor abundancia absoluta. El área quemada hace 3 meses fue la segunda en número de especies y la que presentó menor abundancia, es decir una alta uniformidad entre las especies, lo anterior explica por qué esta área tuvo la mayor riqueza. La figura 7 muestra la riqueza del BSG de las tres áreas de estudio.

Las tres áreas de estudio presentaron un modelo de distribución normal logarítmico, este modelo se utiliza para comunidades maduras y variadas, a la vez refleja los procesos ecológicos de una comunidad natural, donde los factores, corresponden a los procesos que gobiernan a la comunidad ecológica. Según el índice de diversidad de Shannon (H'), el área quemada hace 3 meses fue el área más diversa (2,311 bits), lo cual indica que las especies presentaron uniformidad en sus abundancias. El área quemada hace 3 años presentó una diversidad intermedia con (2,061 bits), el área quemada hace 5 años tuvo la menor diversidad (2,056 bits), como resultado de la dominancia de *Pennisetum clandestinum* y *Gnaphalium* sp2 con el 32 y 26% de los individuos respectivamente. El índice de Simpson se comportó de forma similar al de Shannon, siendo mayor para el área quemada hace 3 meses (1-D= 0,8671), un valor intermedio para el área quemada hace 3 años (1-D= 0,8452), el área quemada hace 5 años (1-

$D= 0,8109$), tuvo el menor valor, este comportamiento se debe a la dominancia de *Pennisetum clandestinum* y *Gnaphalium* sp2. En el análisis de diversidad Beta según el coeficiente cualitativo de Sorensen, se observó que el área quemada hace 3 meses y el área quemada hace tres años presentan una similitud de 0.76, para el área quemada hace 3 y 5 años se obtuvo una similitud de 0.807, estas áreas presentan un valor alto de similitud porque comparten 5 especies, en contraste el área quemada hace 3 meses y 5 años comparten 2 especies, por lo que presentan el valor más bajo de similitud. Los valores de similitud registrados en el área quemada hace 3 meses y 5 años fueron de 0.74. El coeficiente cualitativo de Sorensen considera la similitud de las áreas de estudio en cuanto a la composición de especies, indicando que las tres áreas son muy similares en la composición de especies, además presentan baja diversidad. Al comparar las áreas de estudio con el coeficiente cuantitativo, se registró un valor de 0.25 para el área quemada hace 3 meses y 3 años, de 0.4 para el área quemada hace 3 y 5 años, y de 0.19 para el área quemada hace 3 meses y 5 años. Considerando que estos valores se acercan a 1 en casos de similitud completa y a 0 cuando son poco similares, los valores cercanos a 0 para este coeficiente indican que las tres áreas son poco similares en cuanto a la abundancia de especies presentes en el banco de semillas.

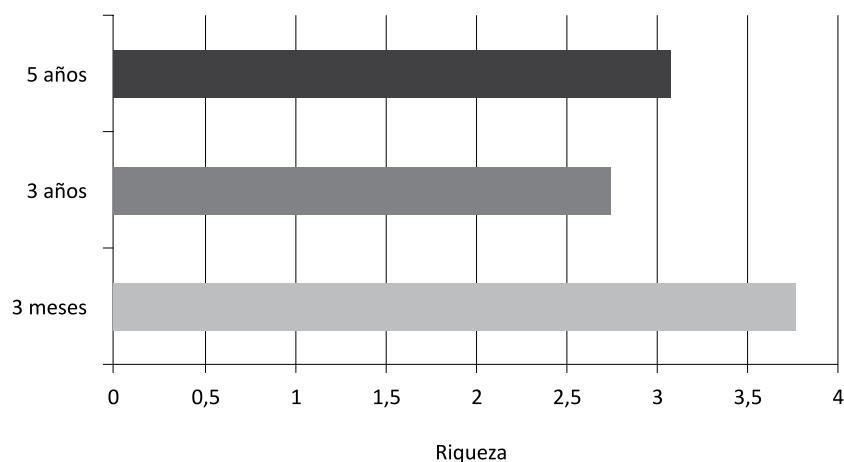


Figura 7. Riqueza del BSG de las tres áreas de estudio.

DISCUSIÓN

COMPOSICIÓN Y DIVERSIDAD DEL BANCO DE SEMILLAS GERMINABLE

La vegetación de los alrededores del embalse de Chisacá tiene un largo historial de uso y transformación antrópica que incluye tala de la comunidad original para uso extensivo y continuo de ganadería y cultivo, introducción de la especie *Ulex europaeus* como cerca viva y siembra de especies exóticas de *Pinus patula* y *Cupressus lusitánica*. Según Mora *et al.* (2007) en 1948 las plantaciones de especies exóticas cubrían 2.19 ha ubicadas en la cuenca del río Chisacá, cifra que para el año 2005 cubría 235.500 ha. Estos eventos, unidos a la sucesión propia de cada uno de los parches, han generado un paisaje heterogéneo donde se observa un mosaico compuesto por rastrojos o matorrales de vegetación nativa, pastizales, plantaciones forestales y parches de retamo espinoso. El origen del Banco de semillas es el resultado de esta larga historia de uso y transformación principalmente debido a que a mediados del siglo XIX la producción agrícola se convirtió en la actividad principal de la zona. La escasa presencia de especies propias del ecosistema de Bosque Altoandino en el BSG del área de estudio, refleja la pérdida de biodiversidad debido al establecimiento y persistencia de la matriz de retamo espinoso dentro del ecosistema, así como la influencia de los cultivos que se realizaron a mediados del siglo XIX. Según el estudio florístico que se llevó a cabo por Mora *et al.* (2007), en el matorral mixto, zona donde está ubicada la parcela control, se observan especies representativas de Bosque Altoandino en comparación con lo encontrado en este estudio. Se encuentran hierbas nativas anemócoras con la mayor riqueza (39%) y una alta cobertura (21%), representadas principalmente por *Rhynchospora ruiziana*. Árboles nativos zoócoros con alta cobertura (25%) y una menor riqueza (9%), con dos especies de alta dominancia *Vallea stipularis* y *Hesperomeles goudotiana*. Árboles y arbustos nativos anemócoros que tienen una cobertura y riqueza cercana al 15% representados por los árboles *Ageratina tinifolia*, *Monochaetum myrtoideum* y *Baccharis prunifolia*, y los arbustos *Bidens rubifolia* e *Hypericum juniperinum*, arbustos zoócoros como *Coriaria thymifolia*. Esta zona no presenta parches densos de Retamo espinoso y se observa que su composición es muy diferente a la de las tres áreas de estudio, las cuales han estado sujetas a cultivos y al establecimiento

de *U. europaeus*, los cuales contribuyen a la pérdida de especies propias del Bosque Altoandino. La transformación humana ha favorecido los sucesos de invasión de las especies exóticas guiando los ecosistemas originales hacia nuevos ambientes. La intensa y prolongada alteración antrópica a la que ha estado sometida la región, ha dejado extensas áreas prácticamente sin relictos boscosos de vegetación original, limitando los procesos de regeneración natural al no existir fuentes de propágulos nativos, disminuyendo el conjunto de especies posibles sobre las que se reconstruiría la comunidad (Mora *et al.* 2007). Esta gran ausencia de semillas de especies nativas se debe también a la configuración del paisaje aledaño que se encuentra constituido por pastizales, cultivos de papa, alverja, haba, y plantaciones forestales de especies exóticas, donde la única fuente de semillas se encuentra en los pastizales que rodean los parches de retamo espinoso. Los pastizales están constituidos principalmente por especies herbáceas nativas y no nativas, siendo las dominantes *Taraxacum officinale*, *Anthoxanthum odoratum* y *Lachemilla orbiculata*. Las familias encontradas en el pastizal fueron 50, 106 géneros y 150 especies (Mora *et al.* 2007). Se observa que estas zonas presentan mayor riqueza y diversidad que las 3 áreas de estudio y por lo tanto pueden ser fuente de propágulos enriqueciendo el BSG.

Los parches de Retamo espinoso pueden establecerse en las zonas abiertas (pastizales y cultivos) que se encuentran en los alrededores del embalse, representando sitios potenciales para nuevas invasiones, actualmente más del 60% de las invasiones se encuentran en las coberturas de pastizal, su establecimiento se ve favorecido porque estas condiciones determinan su colonización, como gran cantidad de luz, suelos pobres que dificultan el establecimiento de otras especies (León y Vargas 2009a). Estos factores, sumado a la ausencia de aporte por lluvia de semillas nativas debido al alto grado de fragmentación, han impedido los procesos de enriquecimiento de los bancos de semillas del área de estudio. La entrada de semillas a un ambiente está determinada por la lluvia de semillas, la cual es influenciada por la fenología de las especies y su producción estacional de las semillas. La degradación de un ecosistema disminuye la disponibilidad de semillas y consecuentemente, la calidad ambiental de un área (Martínez & Soto 1993) debido a la ausencia de bosques con vegetación nativa. Debido a todas las razones anteriormente expuestas se encuentra que la composición de especies presentes en el BSG en las tres áreas de estudio es poco representativa de la riqueza de especies reportada por Mora *et al.* (2007) en los alrededores del embalse de Chisacá ya que sólo se encontró un 26% de las familias, 13% de los géneros y el 1% de las especies. Todos los grupos taxonómicos encontrados en el BSG están reportados por Mora, excepto por *Capsella bursa-pastoris* (Brassicaceae) y *Medicago lupulina* (Fabaceae). Como es típico de la vegetación de alta montaña, la familia Asteraceae fue la más abundante, aunque se esperaría encontrar mayor riqueza según Suna (2003), ya que solo se encontró un 13% de especies y 17% de géneros de los reportados por Mora *et al.* (2007). Las otras familias que se destacan por su riqueza fueron la familia Fabaceae con 33% de géneros y 25% de especies, seguida por Apiaceae con 40% de géneros y 33% de especies, Caryophyllaceae con 60% de géneros y 11% de especies, las demás familias sólo presentan una especie. Al igual que lo reportado por Mora *et al.* (2007), en las zonas de retamo espinoso las hierbas anemócoras nativas y no nativas son los grupos con mayor representatividad en cuanto a riqueza, con especies como *Achyrocline satureioides*, *Gnaphalium cf. graveolens*, *Phytolacca bogotensis* y *Siegesbeckia jorullensi*. En el Banco de semillas, se encontraron seis especies invasoras, *Ulex europaeus*, *Sonchus oleraceus*, *Trifolium repens*, *Pennisetum clandestinum*, *Rumex acetosella* y *Digitalis purpurea*. Una característica de estas especies herbáceas invasoras es su habilidad de establecerse en zonas con condiciones ambientales drásticas, sometidas a un alto régimen de disturbio (Thompson *et al.* 1998). *Pennisetum clandestinum* domina las matrices deforestadas de fragmentos de bosque, las cuales son dominadas por especies invasoras debido primero a la resistencia de las especies exóticas y segundo a la baja tolerancia de especies nativas a las condiciones extremas que se presentan en áreas abiertas. Las especies invasoras no dominan el interior del bosque ya que las condiciones microclimáticas del lugar generan un ambiente que no está dentro de su área de dispersión. Adicionalmente las especies invasoras poseen semillas persistentes, es decir, tienen una longevidad elevada permaneciendo por un largo periodo de tiempo en el suelo, lo cual resulta en una acumulación de semillas y por ende una mayor densidad (Thompson *et al.* 1998). Como estas 5 últimas especies mencionadas anteriormente se presentan en áreas que fueron sometidas a quema para controlar la invasión de retamo espinoso sus semillas pueden haber sido avivadas por el fuego obteniéndose gran participación en el banco de semillas que contribuyeron en su posterior dominancia (Keeley *et al.* 2005).

A medida que se intensifica el régimen de disturbio y se reduce la cobertura se da un aumento en el ingreso de especies foráneas resultando en la pérdida de similitud entre los BS y la flora en pie (Falinska 1999). La dispersión por zoocoria es reducida, debido a que la disponibilidad de recursos para la fauna nativa es mínima, este paisaje es un mosaico de parches conformados por matorrales de *Ulex europaeus*, matrices de gramíneas exóticas y plantaciones forestales, sumado a la ausencia de conectividad de los parches con los matorrales nativos, reduciendo así el flujo de especies que puedan aportar al desarrollo del BS. Lo anterior determina que la dispersión de semillas en los parches de Retamo espinoso este dominada por especies anemócoras de tipo herbáceo, lo cual se ajusta a los datos obtenidos en este estudio con una dominancia en la dispersión anemócora (74%), las especies que provienen de los pastizales aledaños son hierbas no nativas anemócoras con una alta cobertura (44%) pero no

en riqueza (17%), mientras que las hierbas nativas anemócoras tienen un mayor número de especies (41%), con una cobertura de 36% (Mora *et al* 2007), lo anterior posiblemente establece que la distribución espacial de las abundancias está determinada por el movimiento de semillas desde el pastizal a los parches invadidos por retamo. De las especies nativas identificadas cuatro tienen potencial como colonizadoras, *Conyza* sp., *Baccharis* cf. *latifolia*, *Phytolacca bogotensis* y *Coriaria* cf. *thymifolia*, las dos primeras especies se caracterizan por ser anemócoras y las dos últimas son zoócoras, estas especies presentan ciclos de vida cortos que colonizan en los primeros estadios de la sucesión sin permanecer por mucho tiempo en la comunidad. *Monnina* es una especie colonizadora inductora, presenta un tipo de dispersión por zoocoria, permanece en la comunidad por un periodo de tiempo sin dominar los recursos, lo que la hace facilitadora para otras especies propias del bosque, las especies inductoras son de porte arbustivo o arbóreo, con ciclos de vida de intermedios a largos, nativas anemócoras o zoócoras (Mora *et al.* 2007). La presencia de esta especie en el banco de semillas puede aportar en un proceso de recuperación del ecosistema al crear un ambiente propicio para especies de sucesiones avanzadas. El 37% de las especies que conforman el BSG no tienen un potencial para la restauración ecológica y ya que solo el 14% de las especies tienen potencial como colonizadoras y podrían intervenir en el proceso de regeneración natural, se puede decir que el BSG de las áreas de estudio tiene un potencial de regeneración muy bajo.

La composición de especies del BSG de las tres áreas de estudio está condicionado, como se mencionó anteriormente, por la historia de uso de la tierra y la presencia de *Ulex europaeus*. Esta especie forma densos matorrales que son muy difíciles de penetrar por animales y crea condiciones que impiden la germinación y posterior establecimiento de las plantas nativas (Scott 2005), lo cual contribuye en su dominancia, pérdida de la biodiversidad, pérdida de regeneración del ecosistema y homogenización ambiental. El retamo espinoso tiene varias características de historia de vida que determinan su gran competitividad, como una alta producción de semillas, capacidad de rebrotar vegetativamente después del corte y la quema (Sánchez 2007a).

DIVERSIDAD DEL BSG

Los bajos valores de riqueza y densidad en las áreas de estudio, se deben a las alteraciones que se han llevado a cabo en estas zonas, a medida que los disturbios son más fuertes, como el pastoreo, quema, disminución de vegetación nativa y labranza, la riqueza y el tamaño del BSG disminuye y aumenta la diversidad del banco de semillas de especies exóticas invasoras como *Digitalis purpurea*. Esta especie se ve favorecida por atributos que le permiten colonizar hábitats disponibles como rápido crecimiento, producción masiva de semillas, estrategias de dispersión a larga distancia, bancos persistentes y ciclo de vida corto (Grime 1989). La mayor diversidad fue observada en el área quemada hace tres meses, donde se presentó una distribución homogénea de las abundancias entre las especies, es decir, fue el sitio con mayor uniformidad. El área con diversidad más baja fue el área quemada hace 5 años, debido a la dominancia de *Pennisetum clandestinum*, *Gnaphalium* sp1 y *Gnaphalium* sp2, a pesar de ser ésta la zona con mayor número de especies no fue la más diversa, porque la diversidad considera dos factores, riqueza de especies y uniformidad. La diversidad intermedia del área quemada hace 3 meses se debe a la alta dominancia de *Stellaria* sp1, su dominancia puede deberse a la formación de grandes bancos de semillas y a una larga longevidad de las semillas. En las parcelas blanco, donde no se realizó quema pero si se realizó arado con tractor para controlar la invasión de *Ulex europaeus*, se obtuvo una densidad de semillas promedio de 548 semillas/m² *in situ*, siendo mayor a la observada en las muestras de suelo del invernadero de las tres áreas de estudio, indicando que el fuego afecta la viabilidad de la muchas semillas disminuyendo su potencial para germinar en las áreas quemadas, posiblemente en el área blanco el tractor realizó un proceso de escarificación mecánica que promovió la germinación de semillas o revolvió el suelo de modo que las semillas que estaban a una mayor profundidad se ubicaron en el estrato superior. Rees & Hill (2001), han reportado que cuando se realizan quemadas, el choque térmico producido por el fuego interrumpe la dormancia y la combustión de la biomasa añade nutrientes al suelo generando un aumento en las tasas de germinación; sin embargo, las altas temperaturas pueden afectar la viabilidad de las semillas y así su germinación (Salvador & Lloret 1995), en el caso de retamo hasta un 60% del total de las semillas que conforman el banco pierden su viabilidad (Rees y Hill 2001). Cardona (2004) reportó un efecto tóxico de las cenizas sobre la germinación de las semillas, lo cual fortalecería la efectividad de la quema contra la recolonización de retamo en áreas muy localizadas.

Las semillas de retamo espinoso tienen una cubierta dura e impermeable al agua que impide su germinación inmediata, de manera que para que se produzca su germinación se necesita debilitar su cubierta. En el banco de semillas *in situ* se lleva a cabo un proceso de escarificación mecánica por arrastre y por hormigas; sin embargo, cuando se llevan las muestras de suelo al invernadero se reduce este proceso, resultando en una baja germinación de semillas. Se ha sugerido que en algunos casos las altas temperaturas podrían facilitar la germinación al debilitar las cubiertas protectoras de las semillas (Keeley *et al.* 2005), o al eliminar del suelo sustancias inhibitoras de la germinación (Raimon & Lloret 1995); sin embargo, cuando se quema un

área donde hay arbustos de Retamo, las semillas que están en los primeros centímetros son destruidas y las semillas que están en el estrato más profundo sobreviven y muchas de estas germinan (Markin 2001). En Nueva Zelanda se realizaron diferentes pruebas en el laboratorio para determinar la cantidad de semillas de *Ulex europaeus* que germinan en varias condiciones como: temperaturas disimilares, concentraciones de ácido sulfúrico, agua caliente y tratamientos de escarificación mecánica y los resultados demostraron que la mayor germinación de semillas se presenta cuando son colocadas a altas temperaturas y cuando se realiza escarificación mecánica (Sixtus *et al.* 2003). Adicionalmente McAlpine & Timmins (2002) reportan una alta germinación de las semillas de Retamo espinoso cuando han sido expuestas a temperaturas por encima de los 160°C por 10 min; sin embargo, la temperatura óptima es de 140°C por 5 min donde ocurre el 50% de la germinación. Finalmente, como sugieren Posada *et al.* (2002), para comprobar si la temperatura es un gran estimulador de la germinación o causa alta mortalidad de las semillas de *Ulex europaeus* se debería medir la temperatura que alcanza el suelo a diferentes profundidades con termocuplas digitales para estimar si la mortalidad de semillas por temperatura es importante, permitiendo reafirmar o rechazar las teorías planteadas al respecto.

En el estudio realizado en los alrededores del embalse de Chisacá por Zabaleta (2007), se obtuvo mayor cantidad de semillas/m² de Retamo en comparación con el obtenido en este estudio, ya que en un parche se obtuvo una densidad de semillas de 1077 m², esta alta tasa de germinación pudo ser favorecida porque las semillas fueron escarificadas con agua hirviendo, lo cual se ajusta a lo dicho por Keeley *et al.* (2005) sobre la estimulación que produce la temperatura en la germinación de las semillas al debilitar las cubiertas protectoras.

AGRADECIMIENTOS

A la bióloga Sandra Cortez y al biólogo Néstor Julio García, por su ayuda el proceso de identificación del material vegetal. A la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá por facilitar el desarrollo de este proyecto y por las facilidades brindadas. Universidad Militar Nueva Granada, a la Universidad Nacional de Colombia (GREUNAL.). A Luis Torres, Selene Torres, Dafne Torres, Salvador Torres, José Castañeda y William Sánchez por su apoyo en el cumplimiento de este estudio.

LITERATURA CITADA

- Calderón, S. E. 2003. Plantas invasoras en Colombia, una visión preliminar. Programa de Biología de la Conservación, Línea de Especies Focales. Instituto Alexander von Humboldt. Bogotá, Colombia.
- Cardona, A. 2004. Potencial de restauración del banco de semillas germinable de dos tipos de bosque subandino: implicaciones para la restauración ecológica. Reserva biológico Cachalú- Santander (Colombia). Tesis de Pregrado. Universidad Francisco José Caldas. Facultad del medio Ambiente y recursos naturales. Bogotá, Colombia.
- Clements, D. R., Peterson, D. J. & R. Prasad. 2000. The biology of Canadian weeds. 112. *Ulex europaeus*. *Canadian Journal of Plant Science*. 81: 325–337.
- Colwell, R. 2006. Estimates: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples. Versión 7.5.2. University of Connecticut. USA.
- D'Antonio, C. & M. Vitousek. 1992. Biological Invasions by Exotic Grasses, the Grass/Fire Cycle, and Global Change. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 23: 63-87.
- Díaz, E. A. 2009. Rasgos de historia de vida y ecología de las invasiones de *Ulex europaeus* L. En: O. Vargas. (ed.) Restauración Ecológica en zonas invadidas por retamo espinoso y plantaciones forestales de especies exóticas. Universidad Nacional de Colombia.
- Falinska, K. 1999. Seed bank dynamics in abandoned meadows during a 20 year period in the Bialowieza National park. *J. Ecol.* 87:461-475
- Grime, J. P. 1989. Seed bank in ecological perspective. En: M.A. Leck., V.T. Parker & Simpson (Eds). *Ecology of soil seed bank*. Academic Press; Inc. San Diego, California, Pp. xv-xxii

- Gutiérrez, F. 2006. Estado de conocimiento de especies invasoras. Propuesta de lineamientos para el control de los impactos. Instituto de investigación de recursos biológicos Alexander Von Humboldt, Bogotá D.C, Colombia. 156 p.
- Hiram, W. L. 1995. Non –native species. En: Edward, L. T; Gaye, F. S; Puckett, C. E; (y otros ed.). Our living recourses; a report to the nation on the distribution, abundance, and health of U.S. plants, animals and ecosystems. Washington DC. U.S.
- Hobbs, J. & E. Humphries. 1995. An Integrated Approach to the Ecology and Management of Plant Invasions. *Conservation Biology* 9: 761-770.
- Klimesova, J. & L. Klimes. 2007. Bud Banks and their Role in Vegetative Regeneration – A Literature Review and Proposal for Simple Classification and Assessment. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 8: 115 – 129.
- Keeley, J. E., Keeley, M. B. & C. J. Fotheringham. 2005. Alien Plant Dynamics Following Fire in Mediterranean-Climate California Shrublands. *Ecological Applications*, 15(6). Pp. 2109–2125.
- Leck, M. A., Parker, V. T. & R. L. Simpson. 1989. Ecology of soil Seed Banks. Pp. 1-462. Academic Press Inc., San Diego, CA.
- León, A. L y O. Vargas R.. 2009a. Caracterización espacial y conocimiento social de la invasión de retamo espinoso (*Ulex europaeus*) en la vereda El Hato (Localidad de Usme). En: O. Vargas (ed.). Restauración Ecológica en zonas invadidas por retamo espinoso y plantaciones forestales de especies exóticas. Universidad Nacional de Colombia.
- León, O. A., Díaz, A, y L. Corzo. L. 2009b. Selección y preparación del terreno para el proceso de restauración de zonas invadidas por *Ulex europaeus* (Retamo espinoso) y plantaciones de *Pinus patula* (Pino) y *Cupressus lusitanica* (Ciprés). En: O. Vargas (ed.). Restauración Ecológica en zonas invadidas por retamo espinoso y plantaciones forestales de especies exóticas. Universidad Nacional de Colombia.
- Magurran, E 1989. Diversidad ecológica y su medición. Ediciones Vedral. España. Barcelona.
- Markin, G. 2001. Fabaceae-Pea family: *Ulex europaeus* L, common gorse. *Woody Plant Seed Manual*. Pp: 1140-1142.
- Martínez, M. & A. Soto. 1993. Seed rain and advanced regeneration in a tropical forest. *Vegetatio*, 108: 299-318.
- McAlpine, K. & S. Timmins. 2002. The effect of fire on bone-seed and gorse germination. Science Poster No. 56. Department of Conservation, Wellington, New Zealand.
- McAlpine, K. G. 2005. Seedling Recruitment of the Invasive Species *Berberis Darwinii* (Darwin's Barberry): What Contributes to Invasion Success?. Tesis de Doctorado. Victoria University of Wellington. New Zealand.
- Montenegro, S. 2000. Estrategias de dispersión y regeneración por bancos de semillas en dos comunidades de bosque altoandino. Embalse de Rafael, La calera, Cundinamarca. Trabajo de grado Departamento de Biología. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional de Colombia.
- Mora, J. F., Figueroa, Y. y T. Vivas. 2007. Análisis Multi-esácala de la Vegetación de los Alrededores del Embalse de Chisacá (Cundinamarca, Colombia). Implicaciones para la formulación de proyectos de restauración ecológica a nivel local. En: O. Vargas (ed.) Restauración Ecológica del Bosque Altoandino. Estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores del Embalse de Chisacá, Localidad de Usme, Bogotá D.C.
- Moreno, N. P. 1984. Glosario botánico ilustrado. Instituto nacional de investigaciones sobre Recursos Bióticos. Editorial continental S.A. Xalapa, México.
- Posada, C. Cárdenas, C. & O. Vargas. 2002. Banco de semillas germinable de una comunidad vegetal de páramo húmedo sometida a quema y pastoreo (Parque Nacional Natural Chingaza, Colombia) *Ecotrópicos* 15(1): 49 - 58
- Raimon, S. y F. Lloret. 1995. Germinación en el laboratorio de varias especies arbustivas mediterráneas: efecto de la temperatura. Universitat Autònoma de Barcelona Centre de Recerca Ecològica in Aplicacions Forestals (Barcelona). Spain. *Orsis* 10: 25-34

- Rees, M. & R. Hill. 2001. Large scale disturbances, biological control and the dynamics of gorse populations. *Journal of Applied Ecology* 38: 364-377.
- Repizzo, A. A. 1993. Presentación de la reserva Biológica Carpanta. En: Andrade, G.I. 1993. Carpanta Selva Nublada y Páramo. Colombia.
- Ríos, H. F. 2005. Guía Técnica para la restauración ecológica de áreas afectadas por especies vegetales invasoras en el Distrito capital. Complejo invasor Retamo espinoso (*Ulex europaeus* L), Retamo liso (*Teline monspessulana* (L) C. Koch). Jardín botánico de Bogotá José Celestino Mutis.
- Salvador, R. y F. Lloret. 1995. Germinación en laboratorio de varias especies arbustivas mediterráneas: efecto de la temperatura. *Orsis* 10: 25-34.
- Sánchez, A. 2007a. Las invasiones de especies exóticas. En: O. Vargas (editor). Guía metodológica para la Restauración ecológica del bosque altoandino. Grupo de Restauración Ecológica-Departamento de Biología- Universidad Nacional de Colombia, Acueducto de Bogotá, Jardín Botánico, Secretaría Distrital de Ambiente.
- Sánchez, A. 2007b. Efecto del sombreado artificial sobre el retamo espinoso (*Ulex europaeus* L.) en el Embalse de Chisacá. En: Vargas O (editor). Restauración ecológica del bosque altoandino. Estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores del Embalse de Chisacá, Localidad de Usme, Bogotá D.C.
- Scott, B. 2005. The Temporal Effects of *Ulex europaeus* on soil properties, and Modeling Impact of Invasive Species with Respect to Time. Tesis de maestría. Universidad de Washington.
- Sher, A. A. & L. A. Hyatt. 1999. The Disturbed Resource-Flux Invasion Matrix: a new framework for patterns of plant invasion. *Biological Invasions* 1: 107-114.
- Sixtus, C., Hill, G. & R. Scott. 2003. The effect of temperature and scarification method on gorse (*Ulex europaeus* L) seed germination. New Zealand. *Plant Protection* 56:201-205.
- Suna, H. 2003. Componente Biofísico: Vegetación. En: Restauración ecológica del bosque Altoandino. Estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores del embalse de Chisacá (Localidad de Usme, Bogotá D.C).
- Thompson, K.; Bakker, J. P. & R. M. Bekker. 1998. Ecological correlates of seed persistence in soil in the north-west European flora. *Journal of ecology*, 86:163-169.
- Vargas, O. (ed.) 2007. Guía metodológica para la restauración ecológica del bosque Altoandino. Grupo de Restauración Ecológica- Departamento de Biología- Universidad Nacional de Colombia. Acueducto de Bogotá, Jardín Botánico, Secretaría Distrital de Ambiente.
- Zabaleta, A. 2007. Caracterización horizontal y vertical de los bancos de semillas germinables de *Ulex europaeus* L. (Fabaceae) en parches de diferentes tamaños en el Embalse de Chisacá. Localidad de Usme. Bogotá. D.C. En: O. Vargas (ed.) Restauración ecológica del bosque altoandino. Estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores del Embalse de Chisacá (Localidad de Usme. Bogotá D.C.). Universidad Nacional de Colombia, Acueducto de Bogotá, Jardín Botánico y Secretaría Distrital de Ambiente.



**ANEXO I. PLÁNTULAS GERMINADAS DEL BANCO DE SEMILLAS
DE LAS TRES ÁREAS DE ESTUDIO**



Sigesbeckia jorullensis



Coriaria thymifolia



Gamochaeta americana



Galium corymbosum



Gnaphalium gnaphalioides



Achyrocline sp.



Niphogeton sp.



Capsella bursa-pastoris



Baccharis latifolia



Digitalis purpurea



Sibthorpia repens



Medicago lupulina



Sonchus oleraceus



Gnaphalium gnaphalioides



Gnaphalium sp2



Stellaria sp 2



Rumex acetosella



Ulex europaeus



Lachemilla cf. aphanoides



Oxalis medicaginea



Phytolacca bogotensis



Gnaphalium sp1



Sisynchium angustifolium



Stellaria sp1



Indet. 3



Trifolium repens



Stellaria ovata



Hypericum silenoides



Gnaphalium cf. spicata



Solanum nigrum



Indet. 4



Medicago lupulina



Hydrocotyle bonplandii



Pennisetum clandestinum



Indet. 5

43. ESTRATEGIAS PARA LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA DE LOS PÁRAMOS EN ÁREAS AFECTADAS POR PASTOREO (PARQUE NACIONAL NATURAL CHINGAZA, COLOMBIA)

Jennyfer Insuasty-Torres, Pilar Angélica Gómez-Ruíz, Oscar Rojas-Zamora,
Camilo de los Ángeles Cárdenas, Orlando Vargas Ríos

Grupo de Restauración Ecológica, Departamento de Biología, Universidad Nacional de Colombia
greunal_fcbog@unal.edu.co

RESUMEN

En este trabajo se evalúan tres estrategias de restauración en áreas potrerizadas de páramo: 1) la descompactación mecánica del suelo y el trasplante de mantos de suelo provenientes de zonas conservadas, 2) la siembra de *Lupinus bogotensis* como especie fijadora de nitrógeno y facilitadora del crecimiento y supervivencia de *E. grandiflora* y macollas de gramíneas 3) el trasplante de individuos de *E. grandiflora* y varias especies de macollas. Además se evalúa la efectividad de una metodología para la propagación vegetativa de culmos de *Chusquea tessellata*. La reubicación de individuos de *Espeletia grandiflora* y macollas de gramíneas se constituye como una buena estrategia debido a que facilitan la creación de núcleos de regeneración. Adicionalmente la descompactación mecánica y siembra de *L. bogotensis* mejoran las condiciones microambientales y favorecen la dinámica y estructura de la vegetación. La propagación vegetativa de especies, como *C. tessellata* es una herramienta eficaz para obtener abundante material vegetal de plantas de lento crecimiento, o de plantas claves para la generación de núcleos de regeneración.

Palabras clave: Páramo, restauración ecológica, trasplante de especies nativas, propagación de especies.

INTRODUCCIÓN

La dinámica actual de los páramos andinos, principalmente en Ecuador, Perú y Colombia, se da bajo influencia humana. La vegetación es un mosaico de estados sucesionales con diferentes regímenes de disturbio (Verweij y Bunde 1992). El impacto del pastoreo extensivo e intensivo, además de sus actividades asociadas, tales como la quema de la cubierta vegetal y el posterior ramoneo de rebrotes, afectan la composición y estructura vegetal, las propiedades del suelo y favorecen el establecimiento de pastos exóticos y hierbas rasantes altamente competitivas.

Solo hasta hace unos años se empezaron a examinar los efectos de los disturbios en el páramo. Algunos estudios en Costa Rica y el norte de los Andes, concluyen que los fuegos y el pastoreo pueden modificar estos ecosistemas sustancialmente (Horn 1989-1998, Pérez 1992-1998, Rossenaar & Hofstede 1992, Verweij & Budde 1992, Hofstede 1995, Luteyn 1999, Kappelle y Horn 2005). Estos disturbios pueden resultar en una baja de la riqueza de especies (Grubb 1970), de la composición de la comunidad y eliminación de especies arbustivas (Janzen 1973, Williamson *et al.* 1986). En zonas de páramo húmedo con alto pastoreo lo más notorio, es el reemplazo de las especies dominantes de comunidades estratificadas como *Espeletia killipii*, *Chusquea tessellata* y *Calamagrostis* spp; por especies que conforman un solo estrato rasante como *Lachaemilla orbiculata*, *Trifolium repens* y *Paspalum hirtum*. (Cárdenas *et al.* 2002).

En los páramos de Colombia se han realizado algunos estudios para determinar el efecto del fuego y el pastoreo a diferentes niveles de organización biológica. Estas actividades ganaderas junto con las prácticas de quema que lo acompañan, generan un régimen de disturbio responsable de los cambios florísticos y de estructura en el páramo (Vargas *et al.* 2002), y conllevan a la destrucción de las coberturas vegetales nativas (Grubb 1970, Cleef 1981, Verweij y Budde 1992, Verweij & Kok 1992, Verweij 1995, Schmidt & Verweij 1992, Hofstede 1995, Hofstede *et al.* 2003, Vargas 1997-2000, Vargas *et al.* 2002).

Teniendo en cuenta la importancia del páramo y de los daños ocasionados a nivel de su estructura, composición y función, se hace necesario desarrollar estudios y acciones encaminadas a recuperar la integridad del ecosistema. Es decir es necesario plantear proyectos de restauración ecológica en los que se ayude o asista al ecosistema para iniciar y acelerar la recuperación en sus diferentes fases, y superar las barreras a la regeneración y a las dinámicas naturales en el páramo (Vargas 2007).

Desde el 2008 el Grupo de Restauración Ecológica de la Universidad Nacional de Colombia ha desarrollado el proyecto “Estrategias para la restauración ecológica en los páramos andinos” en el Parque Nacional Natural Chingaza, cuyo objetivo es evaluar el potencial de regeneración natural y asistida en zonas de páramo húmedo, para establecer estrategias de restauración

ecológica en zonas alteradas de páramo por ganadería extensiva, con el fin de que se inicien, aceleren y direccionen los procesos de sucesión-regeneración hacia estados sucesionales típicos de páramo.

Puntualmente las estrategias de restauración evaluadas son: 1) la descompactación mecánica del suelo y trasplante de mantos de suelo provenientes de zonas conservadas, 2) la siembra de *L. bogotensis* como especie facilitadora de la sucesión vegetal 3) el trasplante de individuos de *Espeletia grandiflora* y macollas de pajonal en áreas con pastos exóticos. Además se evalúa una metodología para la propagación vegetativa de culmos de *C. tessellata*.

MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDIO

Esta investigación se realizó en el PNN Chingaza, en el sector de Lagunas de Siecha, ubicado en el departamento de Cundinamarca, Colombia (Figura 1). En esta área, se encuentran zonas de páramo pajonal-frailejónal y chuscal - frailejónal (Vargas y Pedraza 2004) y actualmente presenta un mosaico de áreas no degradadas, áreas en regeneración natural y áreas potrerizadas con larga historia de uso agropecuario. El régimen de lluvias es monomodal con una sola época relativamente seca en los meses de diciembre a febrero. El periodo de mayores precipitaciones se presenta entre junio y julio (Vargas *et al.* 2002, Vargas y Pedraza 2004). La pluviosidad va desde 1689 mm hasta 3322 mm con un promedio de 2327 mm en el sitio llamado campamento de Chuza, cerca a Monte redondo.

Se estableció una parcela experimental permanente donde se implementaron las estrategias anteriormente descritas, esta área está a 3400 m. y su ubicación geográfica es 4° 46' 8.9" N y 73° 51' 44.0" W. Las áreas no degradadas aledañas a esta parcela permanente presentan la comunidad de pajonal, compuesta por un estrato herbáceo dominado por *Calamagrostis effusa* y donde sobresale *Espeletia grandiflora* junto a pequeños arbustos de *Arcytophyllum nitidum* y *Aragoa abietina*, y en el estrato rasante *Oreobulus obtusangulus*, *Paepalanthus karstenii* (Rangel y Ariza 2000, Páez 2002).



Figura 1. Ubicación del área de estudio en el PNN Chingaza.

ESTRATEGIAS DE DESCOMPACTACIÓN Y TRASPLANTE DE SUELO

Para la remoción de la vegetación epigea y descompactación mecánica del suelo, se establecieron 16 parcelas de 2x2 metros (4m²), de las cuales se tomaron ocho sólo para remoción de la vegetación epigea (control) y en las ocho restantes también se

hizo remoción de la vegetación y posteriormente descompactación mecánica del suelo con azadón. Después de los primeros tres meses, cada seis se evaluó la riqueza y cobertura de las especies presentes en 1m² de cada parcela. La parcela se dividió en cuatro cuadrantes y cada cuadrante se subdividió en cuatro subcuadrantes para hacer la medición de la cobertura y riqueza en cuatro subcuadrantes de 0,25 m² cada uno, elegidos al azar.

Para el trasplante de suelo se establecieron 16 parcelas de 25 cm X 4 m (1m²), de las cuales ocho se tomaron como control, en las que sólo se hizo remoción de la vegetación epigea y descompactación mecánica del suelo. En las ocho restantes se hizo una remoción de la vegetación y del suelo superficial y posteriormente se adicionó el suelo colectado en áreas de páramo conservadas. Después de los primeros seis meses, se evaluó la riqueza y cobertura de las especies presentes en toda el área de la parcela y se realizó una segunda medición seis meses después (enero y julio 2009), véase figura 2.



Figura 2. Creación de las parcelas de descompactación y trasplante de suelo.

ESTRATEGIA DE SIEMBRA DE *Lupinus bogotensis* COMO ESPECIE FACILITADORA DEL CRECIMIENTO Y SUPERVIVENCIA DE *Espeletia grandiflora* Y MACOLLAS DE PAJONAL Y SU ACCIÓN SOBRE EL SUELO

Para evaluar el efecto de *L. bogotensis* como planta fijadora de nitrógeno y facilitadora de otras especies, se sembraron individuos de *Lupinus bogotensis* en parcelas donde se habían trasplantado individuos juveniles de *E. grandiflora* y macollas de pajonal. Se establecieron 20 parcelas de 2X2 m. a las cuales se les hizo remoción de la vegetación epigea. En ocho parcelas se trasplantaron 25 individuos jóvenes de *E. grandiflora*, entre 12 y 17 cm. de altura y 16 individuos de *L. bogotensis* propagados en vivero, entre 30 y 40 cm. de altura, en un diseño intercalado. En otras ocho parcelas se trasplantaron 36 individuos de macollas de pajonales, entre 20 y 30 cm., las cuales fueron podadas hasta su base, y 25 individuos de *L. bogotensis* de las mismas características ya mencionadas (Figura 3). En las cuatro parcelas restantes se plantaron solamente 16 individuos de *L. bogotensis* por parcela. Previo a los trasplantes y un año después, se tomaron muestras de suelo de algunas de las parcelas seleccionadas al azar, para un análisis de las propiedades fisicoquímicas del suelo y ver su variación en el tiempo.



Figura 3. Propagación y siembra en las parcelas de *Lupinus bogotensis*.

ESTRATEGIA DE TRASPLANTE DE *E. grandiflora* Y MACOLLAS DE PAJONAL

La reubicación de individuos de *E. grandiflora* se realizó en parcelas de 2 x 2m, se eliminó la totalidad de la biomasa epigea compuesta principalmente de pastos introducidos. Se evaluaron tres tratamientos los cuales corresponden a la reubicación de plantas jóvenes de tres diferentes tamaños: el tamaño 1 corresponde a plantas juveniles entre 3 y 7 cm de altura, el tamaño 2

entre 8 y 12cm de altura y el tamaño 3 entre 13 y 17cm de altura. Los individuos se extrajeron de áreas de páramo que se encuentran en estado avanzado de regeneración, y cada individuo se extrajo con una porción de suelo causando el menor impacto para la planta (Figura 4), posteriormente se transportaron a las parcelas previamente preparadas para la siembra. Para cada uno de los tamaños establecidos se extrajeron 200 juveniles, los cuales se plantaron en ocho parcelas previamente preparadas en una zona con historia de perturbación antrópica. En cada parcela se plantaron 25 individuos, distribuidos en filas de cinco plantas cada una y separados entre sí por una distancia de 50cm (Figura 5a). Para el seguimiento del crecimiento de los individuos trasplantados se evaluó la altura de la roseta medida como la distancia entre la base de la roseta y la punta de la hoja más larga y se calculó la tasa de crecimiento anual relativa en altura (RGRH) como $[\ln(\text{tamaño final}) - \ln(\text{tamaño inicial})]/2$ años; adicionalmente se estimó la supervivencia como el porcentaje de individuos vivos en cada parcela.



Figura 4. Extracción de las plántulas para el trasplante de individuos de *E. grandiflora*.

La reubicación de macollas se realizó en 16 parcelas de 2 x 2m, se eliminó la totalidad de la biomasa epigea compuesta principalmente de pastos no propios de la comunidad de páramo. En cada una de las parcelas se reubicaron 36 macollas de seis zonas cercanas, sin alteraciones y en las que se encontraron comunidades vegetales de pajonal. Se escogieron macollas similares en volumen, con alrededor de 8 cm de diámetro en la base. La extracción de macollas se realizó sin causar daño a la planta. En cada parcela se plantaron seis individuos provenientes de cada zona en seis filas separados entre sí por una distancia de 40cm entre macollas (Figura 5b). Las macollas se podaron al nivel del suelo con el fin de evidenciar y tener control sobre la regeneración de los rebrotes. Para cada macolla se realizó el seguimiento de la supervivencia, el crecimiento en altura y la cobertura de cada macolla estimada a partir de fotografías digitales.

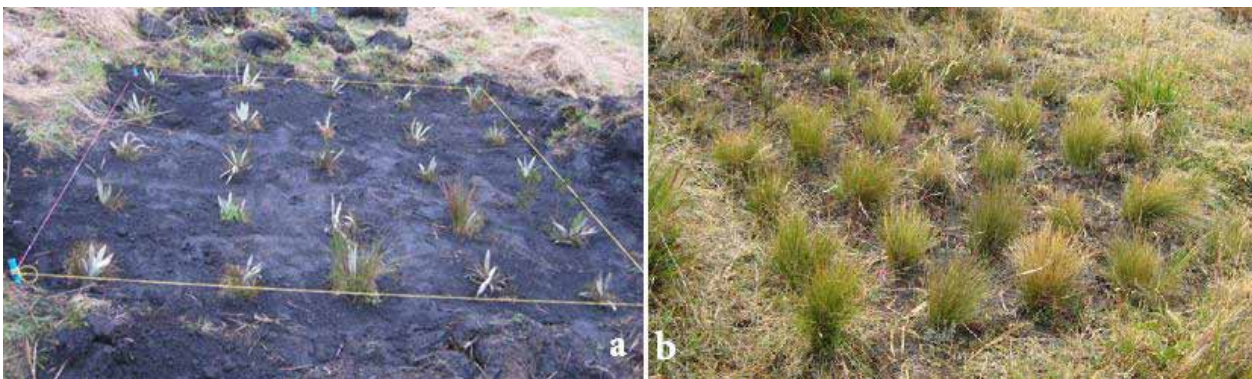


Figura 5. Parcelas de trasplante de (a) individuos de *E. grandiflora*, y (b) macollas de pajonal.

PROPAGACIÓN DE *C. Tessellata*

Se colectaron 500 culmos de *C. tessellata* de aproximadamente 1,5m de longitud, entre 1 y 2cm de diámetro y con cantidades de hojas similares. Se llevaron a invernadero y se cortaron de manera recta para obtener secciones de culmo de la parte basal o radicular (B), de la parte media (M), de la parte distal (D), y dejando culmos enteros sin cortar (E); cada uno de estos culmos o

secciones se embebieron en diferentes concentraciones de ácido naftalenoacético (ANA), en la solución 10 ppm se embebieron durante 10 minutos, en la solución 1000 ppm se embebieron durante un minuto, y en la solución 2000 ppm se embebieron durante 30 segundos; como solución control se utilizó agua destilada sin ANA en donde se embebieron durante 10 minutos. Cada tratamiento, que corresponde a la combinación entre el factor concentración de ANA y la sección de culmo utilizada, se probó en 15 secciones de culmo para un total de 840 culmos o secciones de estos. La mitad de las ramas se sembraron en un sustrato con tierra y la otra mitad sumergidas en agua con hidro-retenedor de acrilamida y acrilato de potasio (*hidrokeeper*) durante tres meses (Figura 6a-6b), después de los cuales se midieron el número de raíces y brotes por sección de culmo, y se estimó el porcentaje de supervivencia de los culmos.



Figura 6. Montaje de propagación de *C. tessellata* mantenidos en (a) tierra, y (b) agua. Se evidencia las diferentes secciones de culmos utilizadas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Estrategias de descompactación y trasplante de suelo - Al empezar el monitoreo de los cambios de cobertura posterior a los dos tratamientos, fue posible identificar dos tendencias particulares que se mantuvieron en casi todo el experimento. El tratamiento donde hubo siempre mayor cobertura y diversidad de especies fue donde se hizo sólo remoción, esto puede explicarse porque la generación de espacios sobre el suelo al eliminar las gramíneas presentes, permitió la expresión del banco de semillas subyacente y la rápida propagación de tipo asexual, por rizomas o estolones. En el caso de la descompactación, la cobertura fue inferior porque a pesar de la generación de nuevos micrositios y la movilización del suelo, las condiciones para germinar y establecerse eran más inestables, favoreciendo principalmente a *Rumex acetosella* que desde un inicio se mostró como la especie más abundante. También puede deberse a que la colonización de estos micrositios ha sido más lenta debido a que el banco de semillas existente fue alterado por la descompactación mecánica del suelo y porque en estas parcelas los pastos han dominado, impidiendo el establecimiento y desarrollo de otras especies pioneras (Figura 7).



Figura 7. Parcelas de sólo remoción de la vegetación (izquierda) y descompactación (derecha) pasados 15 meses del montaje de los experimentos.

En la Figura 8 se observa que la cobertura vegetal de las parcelas nunca alcanzó el área total evaluada (1m²); sin embargo, logró superar más de la mitad del área, pasados 12 meses de implementación de los tratamientos. Pasado este punto se ve un descenso en la cobertura para ambos tratamientos, lo cual puede deberse a la severidad de las condiciones climáticas de finales de 2009 y principios de 2010, en términos de fuertes heladas y un prolongado periodo de sequía, que produjo la muerte de muchos individuos, junto con el proceso de recambio de especies, ya que la mayoría de las primeras colonizadoras eran hierbas de ciclo de vida corto, lo cual pudo generar espacios para la llegada de especies más tardías o el crecimiento de las presentes.

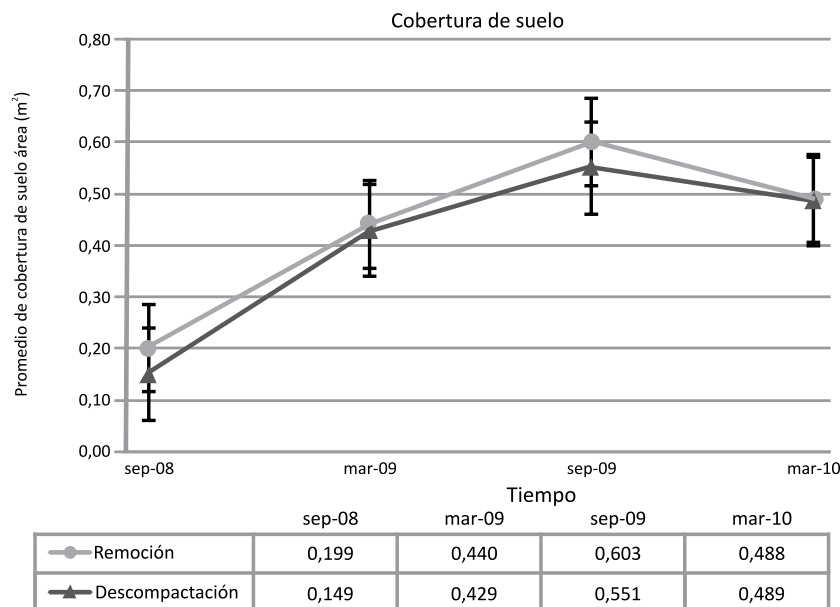


Figura 8. Promedio de cobertura vegetal en los dos tratamientos implementados durante 18 meses.

Respecto a la presencia de las especies más abundantes, se puede ver que en el caso del tratamiento de remoción de la vegetación (Figura 9), durante todo el monitoreo sólo tres especies presentaron la mayor cobertura: *Potentilla heterosepala* (Rosaceae), *Gnaphalium* sp. (Asteraceae) y *Rumex acetosella* (Polygonaceae), entre las 24 especies registradas (véase anexo 1). Sin embargo, los briófitos y las gramíneas fueron los grupos que dominaron la cobertura de las parcelas. Los briófitos son un grupo de especies muy diverso y bien adaptado a las condiciones severas del páramo, lo que les permite establecerse rápidamente en cualquier superficie. Las gramíneas fueron el grupo con la mayor cobertura al final del experimento, esto se debe a que el área intervenida estaba previamente dominada por pastos exóticos muy hábiles en la competencia frente a las especies nativas y, debido a su rápido crecimiento y capacidad de propagarse por sus rizomas, lograron establecerse nuevamente después de la remoción. Esto resalta la importancia de implementar algún mecanismo de control para evitar la recolonización de las gramíneas exóticas, y favorecer el crecimiento de las especies herbáceas y arbustivas nativas que arriban a los nuevos sitios.

En el tratamiento de descompactación, las especies más abundantes fueron igualmente: *Potentilla heterosepala* (Rosaceae), *Gnaphalium* sp. (Asteraceae) y *Rumex acetosella* (Polygonaceae). Esto indica la importancia ecológica de estas especies como colonizadoras y pioneras de la sucesión, su habilidad para establecerse y crecer bajo las condiciones presentes en las parcelas sugiere que hacen una gran inversión de recursos por propagarse de forma asexual y sexual, y extender su cobertura, aunque crecen poco en altura. En este tratamiento se registraron 31 especies (véase anexo 1), 7 más que en el tratamiento de remoción. Esto indica que la creación de microsítios a partir de la descompactación fue efectiva para permitir el establecimiento de nuevas especies, aunque no hayan sido las más abundantes, su permanencia puede determinar la dirección de la sucesión de estas parcelas cuando suceda el remplazo de las especies de ciclo de vida corto. Durante todo el tiempo de seguimiento, *R. acetosella* se mantuvo con casi el 10% de la cobertura total, mostrando un pequeño descenso en septiembre de 2009 para luego incrementar nuevamente, contrario a lo que sucedió con el resto de las especies que tuvieron una reducción significativa de su cobertura para inicios de 2010 (Figura 10); sólo las gramíneas aumentaron considerablemente su cobertura hacia el final del experimento. Según estos resultados, a mayor tiempo transcurrido aumenta la aparición de nuevas especies, lo cual concuerda con lo encontrado por Jaimes y Sarmiento (2003), donde la diversidad de especies aumenta con la edad de la sucesión.

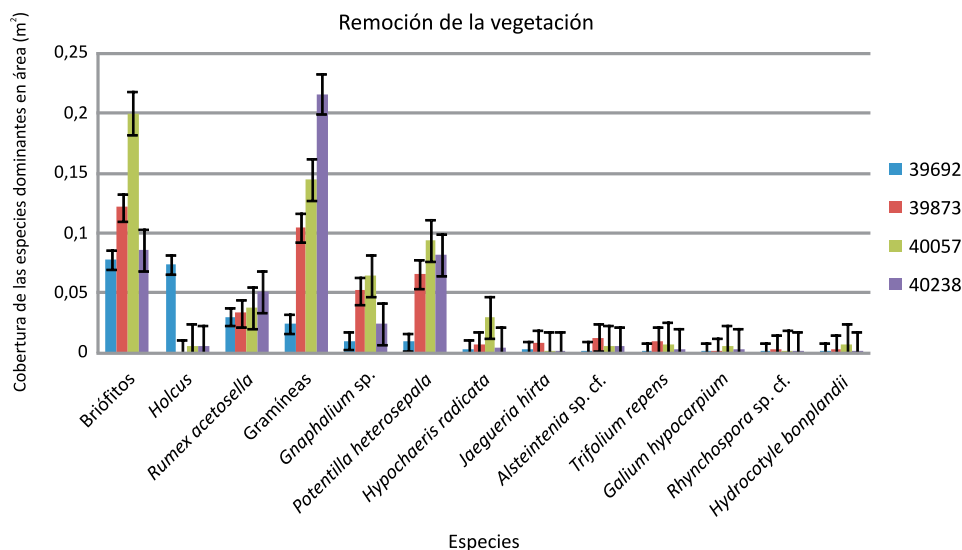


Figura 9. Promedio de la cobertura de las especies dominantes en términos de área del tratamiento de remoción.

En general, los incrementos de cobertura se deben a la recolonización por pastos exóticos que estaban en el área de estudio y la presencia dominante de la especie *Rumex acetosella*, lo cual puede relacionarse con la historia de disturbio de la zona, ya que esta especie es la que alcanza la mayor cobertura al inicio de la sucesión después de un disturbio por agricultura (Jaimes y Sarmiento 2002), siendo una especie invasora de sistemas agrícolas. En las comunidades de pastizales, *R. acetosella* produce tanto semillas como brotes que nacen de las raíces, ambas fuentes potenciales de reproducción pueden contribuir al incremento de la población (Putwain *et al.* 1968), lo cual al inicio del experimento fue determinante para la dominancia de esta especie, al usar su estrategia de reproducción asexual aseguró espacios para su posterior crecimiento. Durante los periodos de descanso de los cultivos, es muy común la aparición de esta especie, la cual es una hierba exótica proveniente de Europa (Abadín *et al.* 2002). *R. acetosella* actúa como una estricta pionera y domina fuertemente los estados iniciales de la sucesión (Sarmiento *et al.* 2003), pero se espera que en unos años más la población disminuya o desaparezca para darle paso a las especies nativas. Dentro del grupo de especies registrado en las parcelas de remoción y descompactación es posible distinguir varias formas de vida, dominadas principalmente por las hierbas como *R. acetosella* y *Trifolium repens*, cojines como *Geranium* sp. y pequeñas plántulas de arbustos como *Hypericum* sp. que suelen aparecer en estados tempranos de la sucesión incrementándose su abundancia volviéndose dominantes en los estados tardíos (Sarmiento *et al.* 2003), sin embargo en este experimento no fue posible comprobar esta tendencia debido al corto tiempo de evaluación de la sucesión (18 meses).

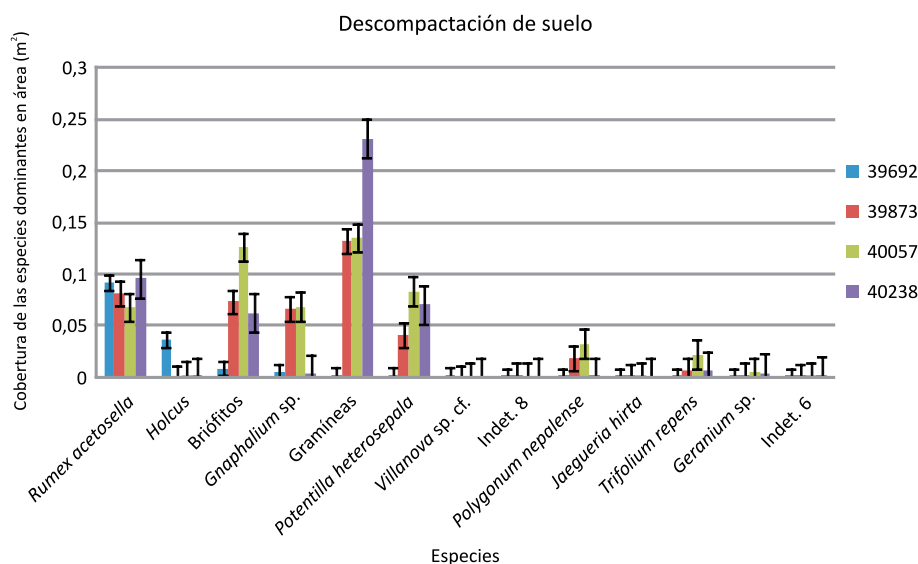


Figura 10. Promedio de la cobertura de las especies dominantes en términos de área del tratamiento de descompactación.

Hasta este punto de la sucesión, son muy pocos los registros de especies típicas de páramo lo cual se debe a que la mayoría de estas especies requiere de más tiempo para su establecimiento y es necesario erradicar los pastos exóticos para reducir la competencia con las nativas, ya que los pastos al crecer tan rápido generan sombra para las pequeñas plántulas o semillas listas para germinar, con lo cual se impide su desarrollo. Por lo tanto, el seguimiento de esta estrategia requiere de un monitoreo a largo plazo para lograr identificar diferentes niveles de la sucesión, si bien no se esperaba llegar a las condiciones naturales del páramo, es conveniente seguir evaluando los cambios en composición y distribución de las especies presentes en las parcelas, ya que pasados 18 meses de iniciado el monitoreo ya es posible identificar la presencia de algunos elementos característicos del páramo como plántulas de *Espeletia argentea*. La recuperación de la vegetación de las comunidades naturales del páramo, con las especies típicas de los diferentes estratos y hábitos, puede lograrse por la eliminación o disminución del disturbio inicial como la agricultura y el pastoreo, causantes de una heterogeneidad espacial y temporal en la estructura de la comunidad inicial que favorece a pocas especies y logra la eliminación o desplazamiento de las especies nativas y a la vez se generan nuevos espacios para que se establezcan nuevas especies aumentando de esta forma la diversidad y equidad; pero, principalmente, el tiempo sucesional con descansos largos en el caso de la agricultura y el mantenimiento de un mosaico de parcelas en diferentes edades sucesionales garantizan una heterogeneidad espacial y por lo tanto recuperación de las especies propias del páramo (Jaimes y Sarmiento 2003).

La menor diversidad de especies en el tratamiento de remoción puede asociarse al alto nivel de compactación del suelo, ya que el estado de plántula puede ser particularmente vulnerable a la compactación, ya que al incrementarse la fuerza del suelo se retrasa tanto la germinación como la penetración de la raíz. La restricción del enraizamiento puede traer desventajas para las plantas de varios tipos, pueden volverse más susceptibles a la sequía y las fluctuaciones ambientales, menor fuerza de anclaje o tener deficiencia de nutrientes por la imposibilidad de captarlos. El crecimiento reducido de las plántulas puede reducir fuertemente la regeneración natural en sitios de suelos compactados al disminuir la competitividad e incrementar la susceptibilidad a la invasión de malezas (Bassett *et al.* 2005). Esta limitación física puede ser una barrera insuperable para muchas de las especies nativas del páramo, ya que si no logran establecerse adecuadamente en el sustrato no pueden desarrollar apropiadamente su sistema radicular ni obtener los nutrientes y agua necesarios para sobrevivir bajo estas condiciones.

En el caso de los experimentos de trasplante de suelo (Figura 11), se esperaba superar la barrera a la dispersión de las semillas y propágulos de la vegetación nativa por medio del enriquecimiento de las parcelas con suelo proveniente de áreas sin disturbio, con fuentes de propágulos de vegetación de páramo con capacidad de expresión en el área intervenida. Sin embargo, después de un año de seguimiento esta estrategia no fue exitosa debido a la escasa presencia de especies nativas en las parcelas con suelo trasplantado y a la rápida invasión de las parcelas donde no hubo adición de suelo, por parte de la matriz de pastos que rodeaba las parcelas.



Figura 11. Parcela de trasplante de suelo pasados 12 meses de inicio del experimento.

En términos de cobertura, las parcelas sin adición de suelo, superan ampliamente a las de trasplante, esto se debe principalmente a que ha sido dominante la expresión de pastos exóticos y de *Rumex acetosella*, lo que impide el establecimiento de otras especies (Figura 12). En las parcelas de trasplante, el porcentaje de área de suelo desnudo supera el 90%, debido a la baja expresión de los propágulos y además porque el suelo que se adicionó parece controlar una posible recolonización por parte de los

pastos exóticos. En términos de diversidad de especies, las parcelas de trasplante a pesar de tener menor expresión en términos de cobertura y abundancia, tienen más especies que aquellas donde no se trasplantó suelo. En las parcelas de trasplante se han registrado algunas plántulas de especies como *Espeletia* sp., aunque en muy baja proporción, un 0.003%. Estos mantos de suelo son una fuente potencial de propágulos de plantas nativas que existen en el horizonte orgánico y en el humus que son de gran importancia para la revegetalización después de disturbios naturales (Cárdenas *et al.* 2002, Mackenzie & Naeth 2010). Sin embargo, después de 1 año, ésta estrategia no ha dado los resultados esperados, puesto que la cobertura de las parcelas con suelo es mucho menor comparada con las parcelas control pero básicamente porque no hay una expresión importante del banco de propágulos del suelo de área de páramo sin disturbio. Una explicación posible puede ser que las nuevas condiciones no favorecen la germinación de semillas por ser un sitio muy abierto, donde la escorrentía juega un papel importante junto a las alternancias diarias de temperatura. Además de la competencia con especies invasoras presentes en el sitio o falta de propágulos del suelo adicionado. Sin embargo, en las parcelas de trasplante hay mayor riqueza de especies entre las que se encuentran algunas típicas del páramo, frente a las parcelas de control donde no hubo trasplante, lo cual sería un indicador de que sí existe expresión del banco de propágulos que venía en el suelo adicionado en una escala de tiempo muy lenta.

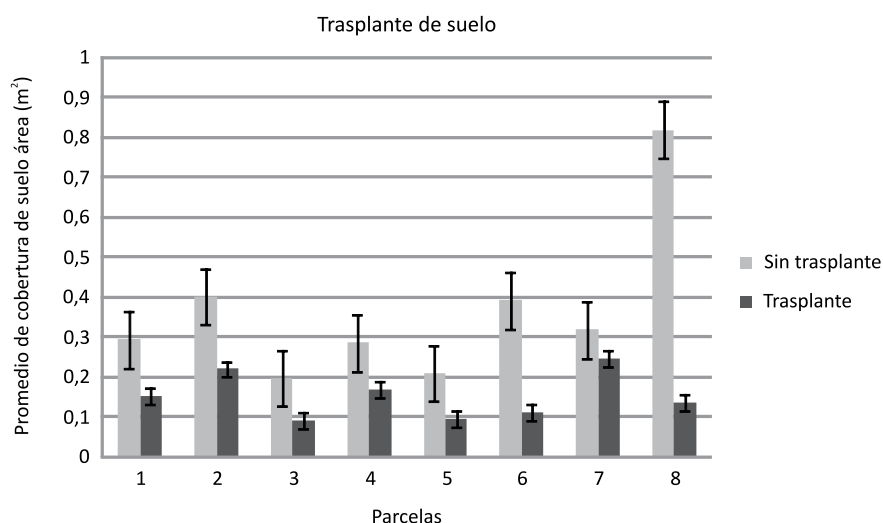


Figura 12. Promedio de la cobertura vegetal en las parcelas experimentales después de 1 año de seguimiento.

ESTRATEGIA DE SIEMBRA DE ESPECIE FACILITADORA: *Lupinus bogotensis*

Después del monitoreo durante 18 meses de los experimentos de siembra de *L. bogotensis* y trasplante de individuos jóvenes de *E. grandiflora* y macollas de pajonal (Figura 13), se obtuvo que en el caso de las parcelas de *L. bogotensis* y *E. grandiflora*, la supervivencia siempre fue superior al 75% y la tasa de crecimiento fue aumentando con el tiempo (Tabla 1). A pesar de que la mortalidad de los individuos aumentó con el tiempo, aquellos que sobrevivieron lograron un mayor crecimiento con el paso de los meses, lo cual podría ser un efecto positivo consecuencia de la vecindad con la especie leguminosa fijadora de nitrógeno. Los individuos jóvenes de *Espeletia grandiflora* crecieron alrededor de 3 cm. en promedio durante un año (Figura 14) y así mismo el diámetro del fuste aumentó en cerca de 3 cm, lo cual significa que el trasplante puede ser una buena técnica para recuperar la vegetación nativa, ya que es una técnica de enriquecimiento de la vegetación por acción directa. Es importante que no se empleen individuos de un tamaño inferior a los 15 cm., ya que serían más susceptibles de ser depredados o pueden tener menor capacidad de adaptación por su pequeño tamaño, pero tampoco individuos que superen los 20 cm., porque a ese tamaño ya tienen un sistema radicular mucho más desarrollado y extendido, que podría dañarse en el momento de la extracción y causaría que no lograra sobrevivir ni establecerse en el nuevo sitio.

Tabla 1. Porcentaje de supervivencia y tasa de crecimiento promedio pasados 18 meses para *E. grandiflora*.

Tiempo	Porcentaje de supervivencia	Promedio Tasa crecimiento semestral (cm)
6 meses	83.8%	----
12 meses	81.6%	1.6
18 meses	77.9%	1.9



Figura 13. Parcelas de *Lupinus bogotensis* con *E. grandiflora* (izquierda) y macollas de pajonal (derecha) 18 meses después del montaje de los experimentos.

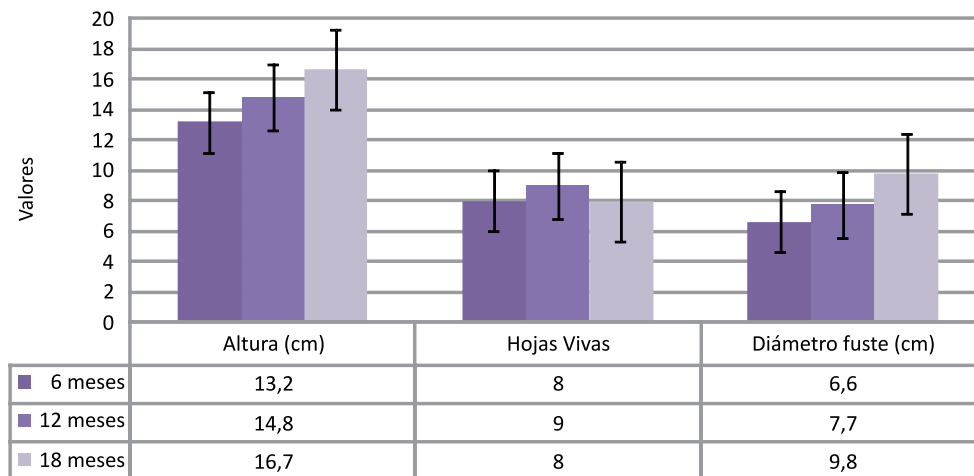


Figura 14. Promedios de las variables evaluadas para *E. grandiflora*.

En el caso de las macollas de pajonal, la supervivencia de todos los individuos trasplantados fue del 100% lo cual indica una gran plasticidad ecológica de estas especies para adaptarse a las condiciones del sitio disturbado. El crecimiento de las macollas también fue permanente, alcanzando casi los 30 cm. en los 18 meses ya que al inicio del experimento todas las macollas fueron podadas hasta su base. De igual manera, a partir de los 6 meses siempre hubo individuos en estado reproductivo, lo que sugiere que no se vieron seriamente afectados por el trasplante (Figura 15).

Los resultados positivos respecto a la supervivencia y crecimiento de los individuos de *E. grandiflora* y de las macollas al trasplantarse junto a los individuos de *L. bogotensis*, sugiere un posible efecto facilitador por parte de la especie leguminosa, lo cual está acorde con Callaway (1997) quien afirma que la acción de plantas niñeras facilitan el establecimiento de otras especies bajo su dosel. *L. bogotensis* logra mejorar las condiciones microambientales de las parcelas, al dar protección contra vientos fuertes y evitar una alta tasa de evapotranspiración por la sombra que reduce los cambios bruscos de temperatura al nivel del suelo. De ser así, con este resultado podría corroborarse que la facilitación que dan las plantas niñeras al modificar los factores abióticos del medio ambiente propicia el establecimiento, crecimiento y supervivencia de otras especies (Crain & Bertness 2005).

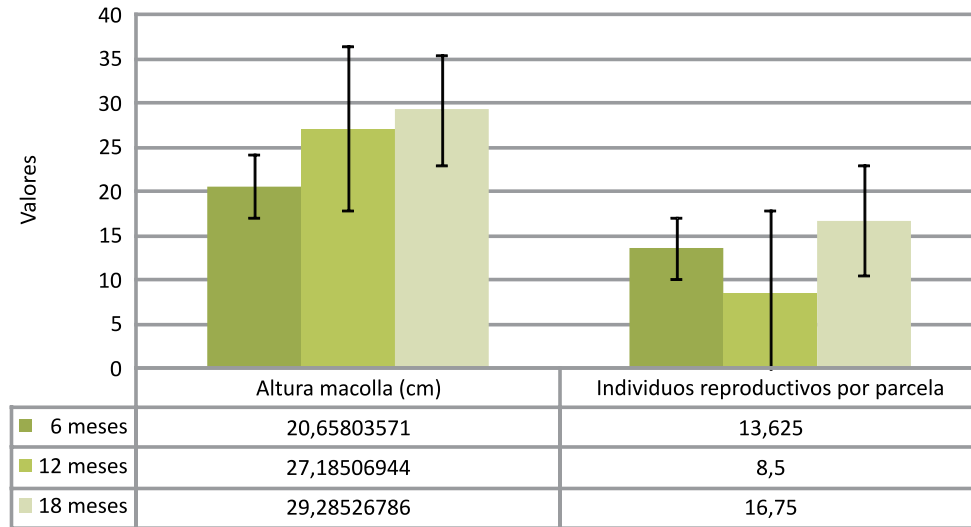


Figura 15. Promedios de las variables evaluadas para macollas de pajonal.

Respecto a la evaluación química del suelo de las parcelas, pasados los 18 meses se ve un incremento importante en todos los elementos mayores (Tabla 2), lo cual significa que la siembra de *L. bogotensis* también fue benéfica para que otros elementos, además del nitrógeno, estén disponibles para las especies vecinas, lo cual es fundamental para la recuperación de la cobertura vegetal de la zona disturbada.

Tabla 2. Concentración de los elementos mayores en ppm en el tiempo 0 y 18 meses después de la siembra de *L. bogotensis* en las parcelas (promedio).

Tiempo	Elementos mayores						
	N mineral	P	K	Ca	Mg	Na	S
0 meses	70,2	34	98	201	42	12	8,4
18 meses	132,9	35	619	561	136	25	35

ESTRATEGIA DE TRASPLANTE DE *E. Grandiflora* Y MACOLLAS DE PAJONAL

El 74,62% de los individuos de *E. grandiflora* trasplantados han sobrevivido 24 meses después de la siembra. Las categorías de tamaño Medio y Grande presentan los mayores niveles de supervivencia (Figura 16). Luego de 24 meses de estudio, los individuos de categoría Pequeña tenían una altura de $11,94 \pm 3,47$ cm, mientras que los individuos Medios tenían una altura de $16,3 \pm 4,36$ cm, los individuos de categoría Grande crecieron hasta una altura promedio de $22,07 \pm 5,02$ cm. La tasa de crecimiento relativo en altura en la categoría Pequeño ($0,341 \text{ año}^{-1}$) fue mayor que para la categoría Medio ($0,217 \text{ año}^{-1}$) y Grande ($0,158 \text{ año}^{-1}$).

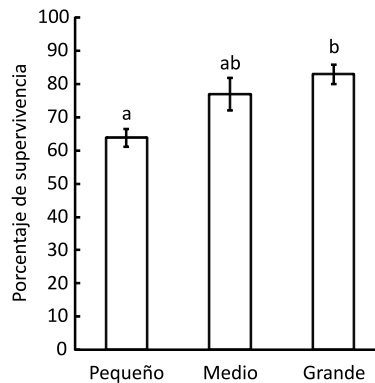


Figura 16. Efecto del tamaño inicial sobre la supervivencia de los individuos de *Espeletia grandiflora* trasplantados en un área potrerizada de páramo en el Parque Nacional Natural Chingaza, Colombia luego de 24 meses de estudio. Las líneas verticales indican el error estándar. Letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

La totalidad de las macollas reubicadas (n= 576) se encontraron vivas luego de 10 meses después de la siembra sin importar la zona de procedencia. El análisis de varianza para medidas repetidas indica diferencias significativas entre las tasas de crecimiento de los cinco primeros meses y los cinco posteriores; adicionalmente la tasa de crecimiento difiere entre las zonas a través del tiempo evaluado (Tabla 3). A partir de la prueba *post-hoc* T2 de Tamhane se tiene que no existe diferencia entre las zonas 1 y 2, y entre las zonas 3, 4 y 5 (Tabla 3). En general, el crecimiento de las macollas de todas las zonas disminuyó de manera similar para el segundo periodo evaluado (Figura 17); sin embargo, el crecimiento durante el primer periodo evaluado fue el que ocasiono las diferencias entre zonas siendo mayor para las macollas provenientes de la zona 6.

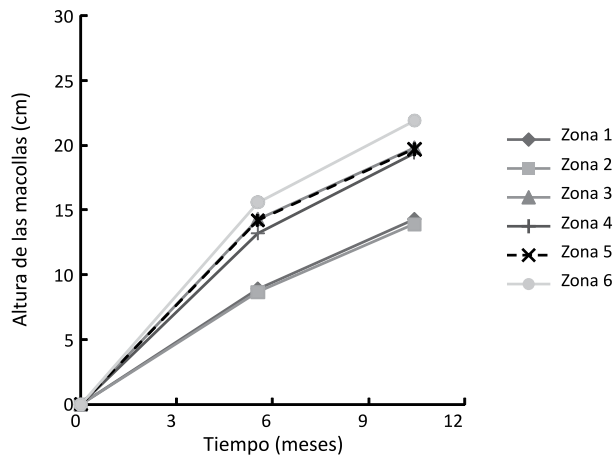


Figura 17. Altura media de las macollas de pajonal reubicadas en áreas potrerizadas de páramo a través del tiempo.

Tabla 3. Análisis de varianza para medidas repetidas para evaluar el efecto del lugar de procedencia sobre la tasa de crecimiento de las macollas de pajonal reubicadas en áreas potrerizadas de páramo, luego de 10 meses de estudio.

Fuente de variación	Suma de cuadrados	gl	Cuadrado medio	F	p
Tiempo	344,68	1	344,68	881,96	<0,05
Tiempo * Zona	55,50	5	11,10	28,40	<0,05
Error (Tiempo)	222,76	570	0,391		

Dados los altos porcentajes de supervivencia, y a pesar de las diferencias generadas por algunos factores, la estrategia de trasplante de individuos es efectiva para llevar a cabo enriquecimiento en áreas potrerizadas con especies típicas de comunidades vegetales de estados sucesionales avanzados de páramo, como lo son *E. grandiflora* y especies de pajonal como *C. effusa*. La supervivencia de los juveniles trasplantados es mayor a la encontrada en condiciones naturales, y es de destacar que la supervivencia en ambos casos aumenta con el tamaño de los individuos, resultado consistente con lo encontrado para la población estudiada por Fagua y González (2007) y en lo encontrado por Smith (1981), Monasterio y Lamotte (1987, 1989), Estrada y Monasterio (1988), Cavelier *et al.* (1992) y Silva *et al.* (2000) para otras especies de frailejones. Frecuentemente se observa supervivencia y rebrotes de otras plantas propias de comunidades de páramo reubicadas junto con *E. grandiflora* y macollas de pajonal. Entre las plantas que sobreviven y crecen luego del trasplante se encuentran varias especies de los géneros *Hypericum*, *Paepalanthus*, *Arcytophyllum* y *Aragoa*. Los resultados de esta investigación muestran que el rendimiento de *E. grandiflora* en pastizales abandonados en el páramo, se ve afectado por el tamaño inicial de los individuos trasplantados. La supervivencia obtenida para los individuos *E. grandiflora*, sugiere que la formación de núcleos para llevar a cabo procesos de restauración en el páramo puede ser llevada a cabo mediante el trasplante de individuos juveniles. Se sugiere que la competencia con pastos exóticos debe ser reducida tanto como sea posible para asegurar el mayor éxito del trasplante (observaciones personales), resultado encontrado por otros autores como García-Orth y Martínez-Ramos (2009) y Quistberg y Stringham (2009).

PROPAGACIÓN DE *Chusquea tessellata*

En general los tratamientos con la fitohormona ANA no tienen efecto para enraizar culmos o secciones de estos, sólo el 20% de los 840 culmos mostraron algún tipo de raíz. Sin embargo, al analizar por separado cada tratamiento los promedios pueden variar desde 13% hasta 86% de culmos enraizados. De igual manera la fitohormona ANA no tiene un efecto considerable en la

producción de brotes, aproximadamente sólo el 15% de los 840 culmos produjeron brotes, y en cada tratamiento por separado los promedios pueden variar desde el 6% hasta el 86%. Luego de tres meses de experimento, la supervivencia de los culmos, o secciones de estos, fue del 100%. Los tratamientos con secciones medias y distales (M y D) de los culmos no presentaron enraizamiento, razón por la que se omitieron de los posteriores análisis donde solo se tuvieron en cuenta los culmos Basales (B) y Enteros (E).

En la Tabla 4 se muestra el resumen de los resultados teniendo en cuenta los tratamiento con ANA y los tipos de culmos, independientemente del tipo de sustrato. Como se observa, con el tratamiento control se presentaron los mejores resultados para enraizar culmos y con el tratamiento de 2000 ppm de ANA se presentó la mayor producción de brotes, aunque en general la producción de brotes presentó el mismo comportamiento en todos los tratamientos. Con relación al tipo de rama, los mejores resultados tanto para enraizamiento y producción de brotes se presentaron en la sección basal B, con un 70,5% y 75,5% respectivamente.

Tabla 4. Resumen de los porcentajes de ramas enraizadas y ramas con brotes teniendo en cuenta el tipo de rama y el tratamiento con fitohormona ANA.

	Concentración de ANA	Tipos de sección de culmo			Porcentaje de culmos con raíz en cada concentración de ANA
		B1	B3	E	
Porcentaje de culmos con raíz	Control (sin ANA)	16	76	63	51,67
	10 ppm	10	70	56	45,33
	1000 ppm	20	76	50	48,67
	2000 ppm	23	60	46	43,00
Porcentaje de culmos con raíz en cada tipo de sección		17,25	70,5	53,75	Porcentaje de culmos con brotes en cada concentración de ANA
Porcentaje de culmos con brotes	Control (sin ANA)	20	90	3	37,67
	10 ppm	26	86	6	39,33
	1000 ppm	3	66	0	23,00
	2000 ppm	20	60	40	40,00
Porcentaje de culmos con brotes en cada tipo de sección		17,25	75,5	12,25	

ENRAIZAMIENTO

La frecuencia de culmos enraizados depende del tratamiento utilizado, es decir de la combinación entre la concentración de fitohormona y la sección de culmo ($G \gg \chi_{0,05;27}$). La cantidad de raíces producidas en cada culmo no difiere debido al sustrato, presentándose la misma cantidad en los culmos mantenidos en agua y tierra ($K-W=3,52$; $P=0,06$). Sin embargo, la concentración de ANA genera diferencias en la cantidad de raíces producidas por cada culmo ($K-W=8,7$; $P=0,03$), el tratamiento control presentó la mayor cantidad de raíces (Figura 18 y 19). El factor tipo de sección de culmo genera diferencias en la cantidad de raíces producidas ($K-W=25,78$; $P \ll 0,05$) siendo los culmos Basales (B) los que presentaron la mayor cantidad (Figura 20).



Figura 18. Producción de raíces de una sección basal con tres entrenudos de longitud (B) enraizada en tierra y sin aplicación de fitohormona.

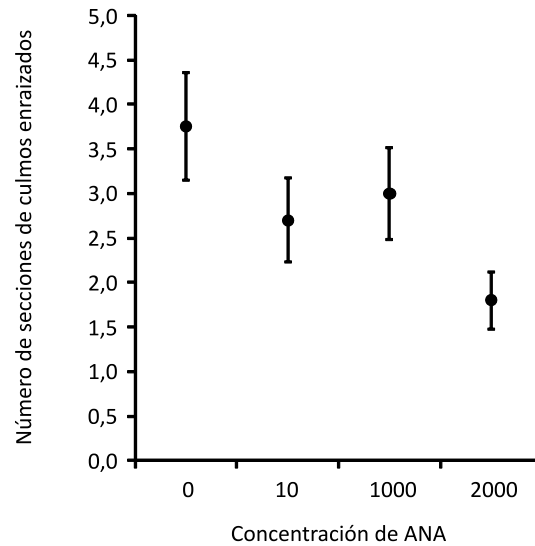


Figura 19. Media del número de raíces de los culmos en cada concentración de fitohormona ANA, 1: control, 2: 10 ppm, 3: 1000 ppm, 4: 2000 ppm. El mayor enraizamiento se observa en los culmos tratados únicamente con agua.

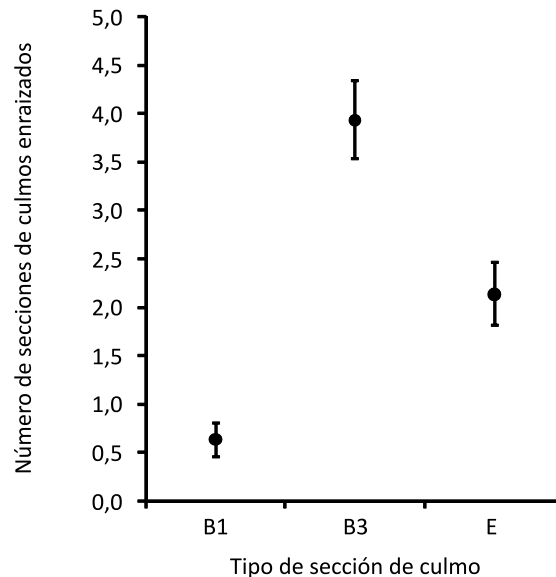


Figura 20. Media del número de raíces en los culmos de cada tipo de culmo o sección de estos, B1: sección basal de culmo con un entrenudo de longitud, B3: sección de culmo con tres entrenudos de longitud, Ee: culmo entero. El mayor enraizamiento se observó en las secciones de culmo basales con tres entrenudos de longitud.

BROTOS

El número de brotes está relacionado con el sustrato donde se mantengan los culmos (K-W=7,48; valor de $p=0,0062$; véase figura 21) y con el tipo de sección de culmo (K-W= 24,18; valor de $p<<0,05$; véase figura 22); la mayor cantidad de brotes se presentó en los culmos Basales (B) mantenidos en tierra (Figura 23). Adicionalmente las diferentes concentraciones de fitohormona no tienen efecto en el número de brotes por culmo (K-W=2,91; valor de $p = 0,4$).

En conclusión los resultados muestran que la fitohormona ANA no es efectiva para inducir raíces en *C. tessellata*. Por el contrario, tratar los culmos o secciones de estos, únicamente con agua y mantenerlas enterradas en tierra húmeda influye positivamente en la producción de raíces y brotes. Además de ser un método adecuado para el control y buen mantenimiento de los culmos a enraizar, permite el control de hongos y bacterias, mantiene nutrientes disponibles y da estabilidad al material vegetal a propagar.

Debido a que el factor tipo de sección de culmo ocasiona diferencias en el enraizamiento, y teniendo en cuenta que la sección basal tuvo el porcentaje de enraizamiento más alto (70,5%), se recomienda el uso de este tipo de secciones, desde el rizoma hasta los primeros cinco entrenudos, para la propagación de bambusoides como *C. tessellata*. Por el contrario, el uso de mayor concentración de fitohormona (ANA) reduce el enraizamiento de los culmos, lo que sugiere que conforme aumenta la concentración de hormona hay una disminución en el enraizamiento y producción de brotes. Esta relación inversa del número de raíces y de brotes con la concentración de fitohormona, resulta similar a los resultados encontrados en estudios de propagación vegetativa en especies de bambúes en las que concentraciones altas muestran los resultados más bajos (p. e. McClure 1973, Hasan 1980, Banik 1980, Murillo y Montiel 1998). Es importante destacar este resultado desde el punto de vista metodológico, ya que para la ejecución de proyectos de restauración, el uso de estrategias y tratamientos sencillos y económicos que den resultados positivos, como es el caso de la inducción de raíces y brotes en ramas de *C. tessellata*, significa procesos de restauración que ganan tiempo y dinero.

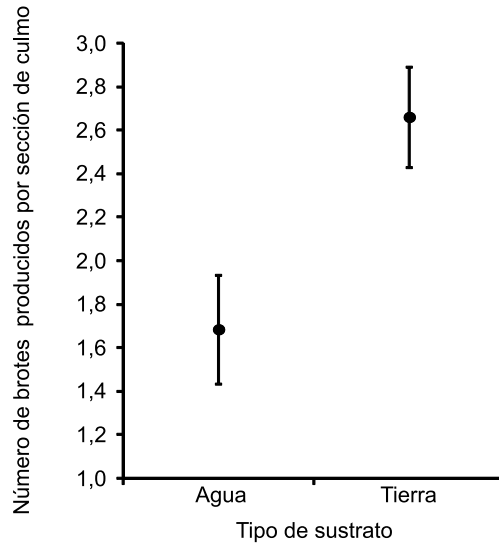


Figura 21. Media del número de brotes en los culmos mantenidos en sustrato de tierra y en un medio con agua. El sustrato tierra favoreció la producción de brotes en los culmos.

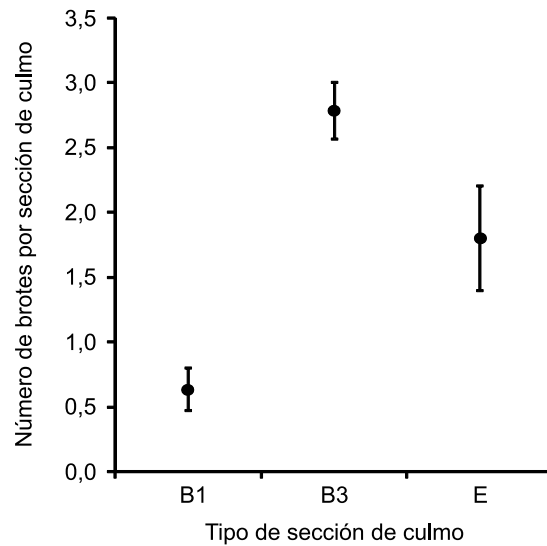


Figura 22. Media del número de brotes en los culmos de cada tipo de culmo o sección de estos. B1: sección basal de culmo con un entrenudo de longitud, B3: sección de culmo con tres entrenudos de longitud, Ee: culmo entero. El mayor número de brotes se observó en las secciones basales de tres entrenudos de longitud.



Figura 23. Producción de brotes de una sección basal con tres entrenudos de longitud (B) mantenida en tierra sin aplicación de fitohormona.

Debido a la limitada propagación tanto a nivel de enraizamiento como producción de brotes en respuesta a la de la fitohormona ANA, los ensayos se mantienen en condiciones adecuadas para observaciones posteriores. Se observa un incremento en el número y longitud de raíces, así como la producción y crecimiento de brotes, razón por la que se encuentra en desarrollo una nueva toma de datos para obtener resultados más contundentes.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido posible gracias a la financiación del Departamento Administrativo de Ciencia, Tecnología e Innovación – Colciencias (RC127-207), al apoyo logístico de la Unidad de Parques Nacionales Naturales, en especial a los funcionarios del Parque Nacional Natural Chingaza y a los habitantes de la zona amortiguadora del PNN Chingaza por su interés y apoyo para la restauración de los páramos.

LITERATURA CITADA

- Abadín, J., González-Prieto, S., Sarmiento, L., Villar, M. y T. Carballas. 2002. Successional dynamics of soil characteristics in a long fallow agricultural system of the high tropical Andes. *Soil Biology & Biochemistry* 34, pp. 1739–1748.
- Banik, R. L. 1980. Propagation of Bamboos by clonal methods and by seeds. En: *Bamboo Research in Asia*. International development. Research Center. Ottawa. Canada.
- Bassett, I., Simcock, R. y D. Mitchell. 2005. Consequence of soil compactation for seedling establishment: implications for natural regeneration and restoration. *Austral Ecology* 30 p. 827-833.
- Callaway, R. & L. Walker. 1997. Competition and facilitation: a synthetic approach to interactions in plant communities. *Ecology* 78:1958-1965.
- Cárdenas, CdlA., Posada, C., y O. Vargas. 2002. Banco de semillas germinable de una comunidad vegetal de páramo húmedo sometida a quema y pastoreo (Parque Nacional Natural Chingaza, Colombia). *Ecotrópicos* 15 (1): 49-58.
- Cavelier, J., Machado, J. L., Valencia, D., Montoya, J., Laignelet, A., Hurtado, A., Varela, A. y C. Mejía. 1992. Leaf Demography and Growth Rates of *Espeletia barclayana* Cuatrec. (Compositae), a Caulescent Rosette in a Colombian Paramo. *Biotropica* 24: 52-63.
- Cleef, A. M. 1981. The vegetation of the Paramos of the Colombian Cordillera Oriental. Tesis de Doctorado, Universidad de Utrecht, Utrecht.
- Crain, C. y D. Bertness. 2005. Community Impacts of a Tussock Sedge: Is Ecosystem Engineering Important in Benign Habitats? *Ecology* 86:2695-2704.
- Estrada, C. y M. Monasterio. 1988. Ecología poblacional de una roseta gigante, *Espeletia spicata* Sch. Bip.(Compositae), del

páramo desértico. *Ecotropicos* 1: 25-39.

- Fagua, J. C. y V. H. González, 2007. Growth Rates, Reproductive Phenology, and Pollination Ecology of *Espeletia grandiflora* (Asteraceae), a Giant Andean Caulescent Rosette. *Plant Biology* 9: 127-135.
- García-Orth, X. y M. Martínez-Ramos. 2009. Isolated Trees and Grass Removal Improve Performance of Transplanted *Trema micrantha* (L.) Blume (Ulmaceae) Saplings in Tropical Pastures. *Restoration Ecology*. Disponible en: <http://blackwell-synergy.com/doi/abs/10.1111/j.1526-100X.2009.00536.x>. [Consultado Enero 8, 2010].
- Grubb, P. J. 1970. The impact of man on the paramos of Cerro Antisana, Ecuador. *J. Appl. Ecol.* 2: 7-8.
- Hasan, S. M. 1980. Lesson from partial studies on the propagation of bamboos. En: *Bamboo Research in Asia*. International development. Research Center. Ottawa. Canada.
- Hofstede, R. 1995. Effects of burning and grazing on a Colombian Paramo ecosystem. Universidad de Amsterdam. ICG. Holanda. 196 p.
- Hofstede, R., Segarra P. y P. Mena Vásconez (eds.). 2003. Los Páramos del Mundo. Proyecto Atlas Mundial de los Páramos. Global Peatland Initiative/NC-IUCN/EcoCiencia. Quito.
- Horn, S. P. 1989. Postfire Vegetation Development in the Costa Rican Paramos. *Madroño*, 93-114.
- Horn, S. P. 1998. Fire management and natural landscapes in the Chirripo Paramo, Chirripo National Park, Costa Rica, p.p 125-146. En: K.S. Zimmerer y K.R. Young (eds.). *New Lessons from Nature's Geography: biogeographical landscapes and conservation in developing countries*. University of Wisconsin Press, Madison.
- Jaimes, V. y L. Sarmiento. 2002. Regeneración de la Vegetación de Páramo después de un disturbio agrícola en la cordillera oriental de Colombia. *Ecotropicos* 15 (1), pp. 61-74.
- Jaimes, V. y L. Sarmiento. 2003. Mecanismos de restauración de la fertilidad en una sucesión secundaria en el Páramo de Cruz Verde, Colombia. *Memorias del Congreso Mundial de Páramos*. Tomo II, pp. 900-916.
- Janzen, D. H. 1973. Rate of regeneration after a tropical high elevation fire. *Biotropica* 5: 117-122.
- Kappelle M. y S. P. Horn (eds.). 2005. Páramos de Costa Rica. Santo Domingo de Heredia Instituto Nacional de Biodiversidad (INBio).
- Luteyn, J. L. 1999. Paramos: a checklist of plant diversity, geographical distribution, and botanical literature. *Memoirs of the New York Botanical Garden*, Vol. 84, New York Botanical Garden Press, Bronx, New York.
- Mackenzie, D. y A. Naeth. 2010. The Role of the Forest Soil Propagule Bank in Assisted Natural Recovery after Oil Sands Mining. *Restoration Ecology* 18 (4), pp. 418-427.
- McClure, F. A. 1973. Genera of Bambues Native to the New World (Gramineae:Bambusoideae). Edited by T. R. Soderstrom. *Smithsonian Contributions to Botany* N°9. 48 p.
- Monasterio, M. y M. Lamotte. 1987. La production d'une population d' *Espeletia timotensis* dans un écosystème de haute montagne tropicale (Andes du Venezuela). *Comptes rendus de l'Académie des sciences. Série 3, Sciences de la vie* 305: 687-690.
- Monasterio, M. y M. Lamotte. 1989. Les populations d' *Espeletia timotensis* dans le páramo désertique des Andes du Venezuela. *Revue d'écologie* 44: 301-327.
- Murillo-R., L. y M., Montiel-L. 1998. Efecto del ácido naftalen-acético en el enraizamiento de diferentes secciones del culmo de *Bambusa vulgaris*. En: Montiel-L., M. 1998. *Cultivo y Uso del Bambú en el Neotrópico*. Revista de Biología Tropical. 46(3). Ed. Universidad de Costa Rica. San Jose, Costa Rica.
- Páez, V. 2002. Comunidades vegetales del páramo en un valle quemado y pastoreado (Parque nacional Natural Chingaza). Tesis de grado. Departamento de Biología. Universidad Nacional de Colombia.
- Pérez, E. L. 1992. The ecological impact of cattle on caulescent Andean rosettes in a high Venezuelan paramo. *Mtn. Res. Dev.* 12: 29-46.

- Pérez, E. L. 1998. Human impact on the high paramo landscape of the Venezuelan Andes, p.p 147-183. En: K.S. Zimmerer y K.R. Young [eds.]. *New Lessons from Nature's Geography: biogeographical landscapes and conservation in developing countries*. University of Wisconsin Press, Madison.
- Putwain, P., Machin, D., y J. Harper. 1968. Studies in the dynamics of plant populations: II. Components and regulation of a natural population of *Rumex acetosella* L. *Journal of Ecology*, Vol. 56, No. 2, pp. 421-431.
- Quistberg, S. E. y T. K. Stringham, 2009. Sedge Transplant Survival in a Reconstructed Channel: Influences of Planting Location, Erosion, and Invasive Species. *Restoration Ecology*. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1526-100X.2009.00607.x> [Consultado Abril 8, 2010].
- Rangel-Ch, J. O. y C. Ariza. 2000. La vegetación del Parque Nacional Natural Chingaza. Pp 720-753. En: J.O. Rangel-Ch. (ed). *La región de vida paramuna. Colombia Diversidad Biótica III*. Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Ciencias, Instituto de Ciencias Naturales. Bogotá. 902 p.
- Rossenaar, A. J. G. A. & R. G. M. Hofstede. 1992. Effects of burning and grazing on root biomass in the paramo ecosystem, p.p: 211-214. En: H. Balslev & J. L. Luteyn (eds.). *Paramo: an Andean ecosystem under human influence*. Academic Press, London.
- Sarmiento, L., Llambí, L., Escalona, A. & N. Marquez. 2003. Vegetation patterns, regeneration rates and divergence in an old-field succession of the high tropical Andes. *Plant Ecology* 166, pp. 63-74.
- Schmidt, A. M. y P. A. Verweij. 1992. Forage intake and secondary production in extensive livestock system in paramo. pp. 197-210. En: Balslev, H. y J. L. Luteyn (eds.). *Paramo: An Andean ecosystem under human influence*. Academic Press, London.
- Silva, J. F., Trevisan, M. C., Estrada, C. A. & M. Monasterio. 2000. Comparative Demography of Two Giant Caulescent Rosettes (*Espeletia timotensis* and *E. spicata*) from the High Tropical Andes. *Global Ecology and Biogeography* 9: 403-413.
- Smith, A. P. 1981. Growth and population dynamics of *Espeletia* (Compositae) in the Venezuelan Andes. *Smithsonian Contributions to Botany*. 1981.
- Vargas, O. 1997. Impacto del fuego y pastoreo sobre el medio ambiente páramo. En: *El Páramo. Ecosistema a Proteger. Serie: Montañas Tropandinas. Vol. II. Fundación Ecosistemas Andinos. ECOAN*. pp. 63-72.
- Vargas, J. O. 2000. Sucesión-Regeneración del Páramo después de Quemadas. Tesis de Magíster en Biología (Línea Ecológica). Universidad Nacional de Colombia. 147 pp.
- Vargas, O. (Ed) 2007. Guía metodológica para la restauración ecológica del Bosque Altoandino. Grupo de Restauración ecológica. Universidad Nacional.
- Vargas, O., Premauer, J. & CdIA. Cardenas. 2002. Efecto del Pastoreo sobre la estructura de la vegetación en un páramo húmedo de Colombia. *Ecotropicos* 15(1): 35-50.
- Vargas, O. y P. Pedraza 2004. Parque Nacional Natural Chingaza. Universidad Nacional, Colciencias, Parques Nacionales, Acueducto de Bogotá. 197 p.
- Verweij P. y P. E. Bunde. 1992. Burning and grazing gradients in paramo vegetation: Initial ordination analyses. En: *paramo an Andean Ecosystem under Human Influence*, editado por H. Balslev y J. L. Luteyn, UK. Academic Press. London 281 p.
- Verweij P. y Kok, 1992. Effects of fire and grazing on *Espeletia hartwegiana* Populations. Pp. 115-229. En: *páramo an Andean Ecosystem under Human Influence*, editado por H. Balslev y J.L. Luteyn, UK. Academic Press. London 281 p.
- Verweij, P. A. 1995. Spatial and temporal modelling of vegetation patterns. Burning and grazing in the paramo of Los Nevados National Park, Colombia. Enschede: University of Amsterdam y ITC, Tesis de PhD. 233pp.
- Williamson, G. B., Schatz, G. E., Alvarado, A., Redhead, C. S., Stam, A. C. y R.W. Sterner. 1986. Effects of repeated fires on tropical paramo vegetation. *Trop. Ecol.* 27: 62-69.

ANEXO I

LISTADO DE ESPECIES REGISTRADAS EN LOS EXPERIMENTOS DE REMOCIÓN Y DESCOMPACTACIÓN DEL SUELO

Remoción	Descompactación
Achyrocline alata	Achyrocline alata
Achyrocline sp.	Achyrocline sp.
Alsteintenia sp.	Ageratina cf. vaccinaefolia
Belloa sp.	Agrostis cf. toluensis
Calamagrostis sp.	Alsteintenia sp.
Espeletia argentea	Bucquetia glutinosa
Galium hypocarpium	Calamagrostis sp.
Gentianella sp.	Espeletia argentea
Geranium sp	Galium hypocarpium
Gnaphalium sp.	Gentianella sp.
Holcus lanatus	Geranium sp
Hydrocotyle bonplandii	Gnaphalium sp.
Hypericum sp.	Holcus lanatus
Hypochaeris radicata	Hydrocotyle bonplandii
Jaegeria hirta	Hypericum sp.
Macrocarpaea sp.	Hypochaeris radicata
Plutarchia cf. guascensis	Jaegeria hirta
Polygonum nepalense	Luzula gigantea
Potentilla heterosepala	Macrocarpaea sp.
Rhynchospora sp.cf	Niphogeton sp.
Rumex acetosella	Paspalum bonplandianum
Sabazia sp. cf.	Plutarchia cf. guascensis
Trifolium repens	Polygonum nepalense
Valeriana sp	Potentilla heterosepala
	Potentilla sp.
	Rhynchospora sp.
	Rumex acetosella
	Sabazia sp. cf.
	Spergula arvensis
	Trifolium repens
	Villanova sp.

44. SÍNTESIS SIMPOSIO SOBRE RESTAURACIÓN DE ECOSISTEMAS ANDINOS

Olga Adriana León M.

Grupo de Restauración Ecológica, Universidad Nacional de Colombia

RESUMEN

A pesar de la enorme riqueza e importancia que poseen los ecosistemas andinos, estos han sido sometidos a una larga historia de transformación y destrucción, actualmente se encuentran gravemente amenazados por actividades antrópicas y son reemplazados por cultivos, pastizales, especies invasoras y áreas erosionadas que conllevan a la pérdida de bienes y servicios ambientales. Estos ecosistemas han superado umbrales de alteración y es necesario implementar actividades de restauración. Entre las estrategias de restauración propuestas durante este simposio se encuentran: la formación de núcleos con especies leñosas pioneras, descompactación mecánica del suelo, adición de mantos de suelo provenientes de zonas conservadas, facilitación, activación del flujo sucesional natural, eliminación de especies invasoras, reubicación de individuos, protección con cercas vivas, restablecimiento de la conectividad en los corredores ribereños, estabilización de taludes con estructuras biomecánicas y compensación a campesinos con bancos forrajeros

Palabras clave: Bosques montanos, bosques andinos, páramos, restauración ecológica.

INTRODUCCIÓN

Los Andes tropicales comprenden una porción de la cordillera de los Andes Centrales, en Bolivia y Perú, y de los Andes del Norte, en Ecuador, Colombia y Venezuela. Esta zona es denominada como un epicentro mundial de la biodiversidad y hace parte de los 25 “hotspots” mundiales o áreas con excepcionales concentraciones de especies endémicas y que experimentan graves pérdidas de hábitat (Myers *et al.* 2000), es la región biológica más rica y diversa del mundo, donde los países que la conforman se ubican en los primeros lugares en la lista de un exclusivo grupo que mantienen más de las dos terceras partes de la riqueza biológica del planeta (León Peláez 2008).

Según reportes de Myers *et al.* (2000) originalmente la vegetación primaria de esta zona se extendía en 1.258.000 km², actualmente el remanente ocupa 314.500 km²; no obstante posee el mayor número de especies de plantas y vertebrados en el mundo, 45.000 y 3.389 respectivamente, de las cuales 20.000 plantas y 1567 vertebrados son endémicos. Su ubicación inter-tropical, la amplia historia geológica, el gradiente altitudinal y fisiográfico generado por la presencia de la cordillera de los Andes han propiciado una gran variedad de ecosistemas de alto valor ecológico.

Los Andes colombianos se enmarcan en la cordillera de los Andes dividida en tres ramales con diversas edades y composición (Rangel 1995), se extienden desde la Serranía de Perijá, recorriendo el país de norte a sur cerca de 2.000 km hasta el denominado nudo de los pastos en límite con Ecuador, encontrando gran diversidad de ecosistemas estratégicos como los bosques montanos andinos y altoandinos y los páramos, que juegan un papel relevante en la hidrología de las vertientes, con un importante efecto sobre la redistribución de los flujos hídricos (Ataroff 2002).

Es además un corredor biológico natural tanto en las cotas horizontales norte-sur como en el gradiente vertical, que han permitido a determinadas regiones montañosas convertirse en un centro de hibridación, distribución y especiación biológica muy importante; pero también ha actuado como una barrera para determinados organismos y comunidades (Castaño – Uribe 2002).

Colombia es reconocida como una de las naciones “megadiversas” del mundo ya que con una superficie continental que comprende menos del 0.8% del área terrestre del mundo, alberga aproximadamente el 15% de las especies de fauna y flora conocidas (Chaves & Arango 1997). Rangel (2005) reporta que nuestro país posee 1850 especies de aves, 1000 de peces, 669 de anfibios, 500 de reptiles, 467 de mamíferos y más de 27000 especies de plantas con flores, de las cuales 11500 se ubican en la región andina.

A pesar de esta enorme riqueza los sistemas de montaña tropical están siendo sometidos a una gran presión antrópica, el aumento de la población y el incremento de la necesidad por recursos (leña, recursos minerales, pastizales, agricultura) ha venido disminuyendo la extensión del bosque montano continuamente (Bussman 2005). De hecho, la posición *Hotspot* se define

no solo por la condición de megadiversidad, sino además por los altos índices de destrucción de la diversidad (Castaño- Uribe 2002).

Por otro lado, los ecosistemas de alta montaña se encuentran entre los menos conocidos y más amenazados, pocos estudios se han realizado en la zona del bosque montano, por lo que estos ecosistemas con una inmensa diversidad de especies casi no ha sido estudiado (Gentry 1995). Van der Hammen y Cleef (2005) recalcan también el desconocimiento que hay acerca de estas formaciones vegetales, lo cual se ve reflejado en su destrucción y alteración; trayendo consigo la pérdida de vegetación y fauna.

En Colombia, se ha presentado una larga historia de transformación y destrucción de los ecosistemas, sus bosques, páramos, sabanas y zonas áridas han sido convertidas en áreas agrícolas y en extensas pasturas para ganadería (Armenteras *et al.* 2003), los bosques más afectados por la presión colonizadora y con más altas tasas de deforestación son los ecosistemas de alta montaña. Cavelier (1997) estima que esta transformación se ha dado entre el 70 y 93% a causa de un aumento en la densidad poblacional y la intensa presión sobre la tierra, diferentes estimaciones sugieren que tan solo queda intacto menos del 10% de los bosques andinos (Henderson *et al.* 1991, Etter & van Wyngaarden 2000), según Márquez (2003) originalmente estos ecosistemas ocupaban 170.000 hectáreas, de las cuales solo 45.000 existían en la década de los 90, con un rango en la tasa de deforestación en Colombia entre 0.6 y 2.8% anual (Viña & Cavelier 1999). Según el DANE (2006) en el siglo XX Colombia pasó de ser 70% rural en 1930 a 80% urbana en 1993.

Las montañas alto andinas son, además, el último refugio de muchas plantas y animales adaptados a la franja altitudinal de cumbre, se encuentra allí un alto nivel de especificidad en las especies (endemismo). Generalmente, la biota de las montañas es particularmente vulnerable a disturbios y cambios climáticos de larga duración, debido a la especificidad de los hábitat y las especies propias de estos ecosistemas y a las particularidades climáticas en los ciclos diurno-nocturno (Castaño Uribe 2002).

Dada la importancia de estos ecosistemas, la irreversibilidad de algunos de los procesos de alteración y la gran cantidad de amenazas a las que se enfrentan, la generación de conocimiento acerca de su funcionamiento, la respuesta ante los disturbios, la búsqueda de estrategias para la restauración, entre otros, se convierten en una necesidad inmediata que busca asegurar un conjunto representativo de la biodiversidad y su persistencia a largo plazo.

SIMPOSIO

ECOSISTEMA PÁRAMO

El bioma páramo puede considerarse, en el contexto de los Andes, el más reciente de los ecosistemas constituidos, pues su formación y colonización no tiene más de tres millones de años (Castaño Uribe 2002). Se ubica entre el límite superior de los bosques y el límite inferior de las zonas nivales, y se presenta como un ecosistema complejo y variado, endémico de los Andes tropicales venezolanos, colombianos, ecuatorianos y peruanos (Min Ambiente 2002).

Los páramos constituyen un espacio ecológico casi aislado de la geografía vertical de las cordilleras andinas, con características determinantes que lo hacen un ecosistema único particular, como son condiciones ambientales extremas, con baja presión atmosférica, escasa densidad del aire, baja temperatura media, los suelos tienen una gruesa capa de materia orgánica, hay periodos contrastantes que se alternan, noches frías, húmedas y días muy asoleados, en algunos casos con radiación intensa (Guhl 1995, Rangel 2002).

La alteración actual de los páramos obedece primordialmente a la fuerte intervención antrópica, se presentan en su mayoría actividades agropecuarias que van acompañadas de quemadas, desecación de turberas, contaminación de aguas y extracción de leña para consumo; adicionalmente se observa la utilización de depósitos lacustres, lagos y lagunas en programas de generación eléctrica; el turismo mal dirigido; el establecimiento de programas de reforestación inapropiados; la minería, y la apertura de carreteras sin control, entre otras. Estas actividades desencadenan otro tipo de disturbios como son la invasión de gramíneas y otras herbáceas resistentes al pisoteo, erosión y desplazamiento de la flora y la fauna propias del ecosistema.

Como parte de la mitigación y recuperación de estos ecosistemas se presentaron en el simposio investigaciones realizadas en el Parque Nacional Natural Chingaza ubicado a 3400 m de altura al nororiente de Bogotá, sobre la cordillera oriental, este páramo ha sido sometido a pastoreo intensivo y extensivo, asociado a actividades frecuentes de quema que favorecen especies de pastos exóticos y hierbas rasantes altamente competitivas. Por otro lado, en este páramo se llevó a cabo la construcción de un sistema de acueducto que abastece cerca del 80% del agua de Bogotá, durante esta obra se formaron numerosos taludes de vías y canteras para el aprovechamiento de materiales, con graves problemas de erosión.

El Grupo de Restauración de la Universidad Nacional de Colombia (GREUNAL), viene desarrollando un proyecto en busca estrategias exitosas de restauración ecológica para zonas alteradas del páramo, de manera que se inicien, aceleren y redireccionen los procesos de sucesión-regeneración, hacia estados sucesionales con una composición de especies y estructura cercana a las comunidades típicas de páramo, en zonas afectadas por pastoreo de ganado. Las estrategias propuestas en esta investigación corresponden a descompactación mecánica del suelo, adición de mantos de suelo provenientes de zonas conservadas, siembra de especies fijadoras de nitrógeno y propagación vegetativa de *Chusquea tessellata*, las estrategias implementadas permiten el mejoramiento de las condiciones microambientales, favorecen la dinámica y estructura del ecosistema, además son una buena forma de enriquecer y diversificar las zonas alteradas (Insuasty *et al.* 2009).

Otra estrategia implementada como parte de este proyecto consiste en la reubicación de individuos de las especies nativas *Espeletia grandiflora* y *Calamagrostis effusa* desde una comunidad de referencia, intentando superar las principales barreras que se dan principalmente en la fase de llegada y establecimiento de las especies nativas. Después de seis meses de seguimiento se presenta un 90% de sobrevivencia, demostrando la efectividad de la estrategia. Sin embargo, el lugar de procedencia de las macollas a reubicar es un factor que influencia su desempeño, por lo que se recomienda extraer los individuos de lugares con condiciones ambientales extremas similares a las encontradas en las áreas potrerizadas (fuertes vientos, ausencia de plantas nodrizas). Por el contrario, el desempeño de los juveniles de *E. grandiflora* en la áreas potrerizadas de páramo no es determinado por el tamaño de los individuos en el momento de los trasplantes, por lo que pueden transplantarse los de menor tamaño por presentar menos limitaciones logísticas (Rojas - Zamora *et al.* 2009).

En respuesta a los problemas de erosión se ha observado que las formas crustáceas o costrosas, normalmente líquenes de color blanco como *Diploschistes cinereocaesius*, forman capas de varios milímetros de espesor que endurecen la superficie del suelo desnudo en los vértices y pendientes de los barrancos. En etapas posteriores los líquenes arborescentes (*Cladia aggregata*, *Stereocaulon* spp.) se entremezclan con briófitos (*Campylopus richardii*, *Polytrichum juniperinum*, *Jamesoniella rubticaulis*, *Schyzimenum andinum*), para formar céspedes de diverso grado de cohesión, éstos ofrecen mayor resistencia a la lluvia, atenuan la erosión y habilitan el sustrato para la colonización de plantas vasculares, como gramíneas, orquídeas y helechos (Rivera-Ospina & Linares 2009).

Otra grave alteración en los páramos es la alteración por quemas frecuentes, éstas afectan todos los componentes del ecosistema por lo que las actividades de restauración deben enfocarse no solo hacia la vegetación y la fauna sino también hacia el suelo. Cerca de la Laguna del Otún en el Parque Nacional Natural de los Nevados, se evaluaron las condiciones del suelo en áreas afectadas por un incendio (2006), dos años después del mismo (2008) y en áreas no afectadas. En las áreas afectadas se presentó una disminución de la materia orgánica y un incremento en el pH, esta tendencia fue más marcada dos años después del incendio. En las características físicas la conductividad hidráulica disminuyó en el momento del incendio, pero dos años después ha alcanzado valores semejantes a los de las áreas no afectadas; la densidad aparente mostró un incremento en el 2008, esto asociado posiblemente a la pérdida de materia orgánica. Los resultados han permitido definir variables indicadoras importantes en un programa de monitoreo de procesos de restauración activa y pasiva (Camargo *et al.* 2009).

La transformación y destrucción de estos ecosistemas se ve reflejada en la pérdida de bienes y servicios, no solo dentro del mismo páramo sino también en los ecosistemas adyacentes y dependientes de este, ya que una de las funciones más importantes que presta el páramo consiste en su capacidad para interceptar y almacenar agua, y regular los flujos hídricos superficiales y subterráneos viéndose afectadas las poblaciones. La **Fundación Centro para la Investigación en Sistemas Sostenibles de Producción Agropecuaria** - CIPAV ha llevado a cabo procesos de recuperación en cuencas degradadas por ganadería extensiva y cultivos de papa que han producido graves problemas erosivos a diferentes altitudes, una de éstas se encuentra entre 1750 y 2050 m, en áreas de captación del acueducto de Popayán, y la otra a 4200 m ubicada en el Páramo de Letras. Entre los principales problemas se cuentan: drenajes, humedales y corredores ribereños cubiertos con pasto kikuyo y sobrepastoreados; cárcavas remontantes, derrumbes, surcos profundos y erosión tipo “pata de vaca”; aporte de sedimentos a acueductos; deterioro de vías de penetración y viviendas en alto riesgo. Como parte de las estrategias implementadas está la protección de fuentes hídricas con cercas vivas y franjas protectoras buscando el restablecimiento de la conectividad, la restauración de cárcavas y estabilización de remociones masales con estructuras biomecánicas (trinchos y terrazas vivas), para el manejo de escorrentías; como una estrategia alternativa se implementaron bancos forrajeros para compensación de los campesinos finqueros (Sinisterra *et al.* 2009).

BOSQUE ALTOANDINO

El bosque altoandino es la franja de vegetación que va desde los 3000 a 3200 m, se caracteriza por la alta humedad atmosférica ya que allí se condensa el aire caliente y saturado de vapor de las zonas bajas y se produce neblina que es interceptada por la

vegetación, este hecho juega un papel importante en la regulación del ciclo hidrológico, aumentando los niveles de escorrentía y proporcionando un aporte importante de agua de hasta el 48% (Cavelier 1997) y propicia gran riqueza, abundancia y biomasa de epífitas vasculares (Ospina *et al.* 2004), además estos bosques almacenan gran cantidad de carbono, siendo vitales en el ciclo global de este elemento (Phillips & Gentry 1994), presentan una gran diversidad debido a la variedad de hábitat que genera la alta heterogeneidad.

Dentro de las principales problemáticas que se presentan como consecuencia del deterioro de los ecosistemas altoandinos tenemos: la pérdida y fragmentación del hábitat, la potrerización, la paramización, las plantaciones exóticas, las invasiones de plantas exóticas o nativas y la erosión (Velasco y Vargas 2007).

En la Reserva Forestal de Cogua (Cundinamarca) se presenta una fuerte fragmentación, actualmente se encuentra una gran cantidad de relictos de bosque inmersos en una gran matriz de pastizales. *Chusquea scandens* se presenta como una especie oportunista que avanza sobre los bordes de estos relictos, formando densas matrices homogéneas que limitan la germinación y el establecimiento de especies clave en el proceso de sucesión – regeneración del borde de avance del bosque. Como parte de la caracterización del borde de avance se evaluaron: *i*) las condiciones bióticas y abióticas a lo largo del gradiente bosque – matriz de chusque – pastizal, determinando importantes cambios dependientes de la cobertura vegetal y su densidad; *ii*) la variación del banco y la lluvia de semillas, durante los primeros meses el banco de semillas presenta una explosión de herbáceas y gramíneas, tres meses después se expresan algunas especies leñosas que se encontraron también dominando la lluvia de semillas. Entre las estrategias de restauración implementadas se encuentra: *i*) la activación de la regeneración por medio de pequeños disturbios como remoción de chusque, utilización de sombra artificial y traslado de hojarasca del bosque, estos disturbios aumentaron la germinación, aunque la expresión de especies leñosas requieren largos períodos de tiempo siendo más ágil en el traslado de hojarasca; y *ii*) la siembra de especies leñosas nativas resultó ser una estrategia de enriquecimiento acertada siempre que se tengan en cuenta los requerimientos específicos para su óptimo desarrollo (Trujillo & Vargas 2009).

La enorme matriz conformada por pastizales de la Reserva Forestal de Cogua, presenta parches formados por especies pioneras, los cuales pueden ser útiles como facilitadores en el establecimiento de especies nativas, de acuerdo con esta premisa se plantaron individuos de *Miconia ligustrina*, *Cestrum buxifolium*, *Oreopanax floribundum*, *Weinmannia tomentosa* y *Myrcianthes leucoxylo* en parches dominados por las especies arbustivas *Pentacalia pulchella*, *Hypericum goyanessi*, *Phytolacca bogotensis* y *Rubus bogotensis*; y en cojines y tapetes con las especies herbáceas *Geranium sibbaldoides* y *Lachemilla orbiculata*; y pastizal de *Holcus lanatus* – *Rumex acetosella* se plantaron *Hesperomeles goudotiana*, *Cestrum buxifolium*, *Pentacalia pulchella* y *Bucquetia glutinosa*. Al evaluar la supervivencia y el crecimiento de los individuos plantados se encontró que las principales causas de mortalidad fueron la herbivoría y la sequía, presentándose un impacto más fuerte en los parches de *R. bogotensis* y *P. bogotensis*, y en el pastizal. Por su parte, las especies plantadas presentaron comportamientos diferenciales en cada ambiente, presentando las mejores condiciones para la sobrevivencia y el crecimiento los parches de *P. pulchella* y los tapetes de *L. orbiculata* (Velasco – Linares y Vargas 2009).

Hacia el sur de Bogotá se encuentra el embalse de Chisacá, importante abastecedor hídrico de la ciudad que fue construido a mediados del siglo XX, un gran porcentaje de las áreas aledañas antes cubiertas de bosques altoandinos, hoy presentan plantaciones forestales exóticas (*Pinus patula* y *Cupressus lusitánica*), que generan fuertes impactos asociados a la pérdida de diversidad, acidificación e infertilidad del suelo, cambios en la redistribución de las aguas y disminución de hábitat para la fauna. Como parte de los procesos de restauración de estas áreas se implementaron núcleos de restauración en claros naturales usando una matriz de *Lupinus bogotensis* combinada con las especies pioneras *Verbesina crassiramea*, *Smalanthus pyramidalis* y *Solanum oblongifolium*. La matriz de *L. bogotensis* tuvo un efecto negativo sobre el crecimiento de *S. oblongifolium*, un efecto positivo sobre el crecimiento de *S. pyramidalis* y nulo sobre *V. crassiramea*. La conformación de los núcleos estuvo fuertemente influenciada por las condiciones ambientales del claro. La implementación de esta estrategia incrementó notoriamente la oferta de hábitat para la fauna y la riqueza de especies de sotobosque (Ávila y Vargas 2009).

Otros ecosistemas trabajados corresponden al bosque subandino y el bosque seco montano bajo, el primero se desarrolla entre los 1.050 y 2.400 msnm (Rudas *et al.* 2007), con algunas excepciones, presenta climas húmedos, muy húmedos y pluviales, que en condiciones de no intervención favorecen el establecimiento de coberturas boscosas densas y de porte alto, se constituye en una transición entre el trópico propiamente dicho y los ambientes de alta montaña, razón por la cual comparte una buena proporción de sus especies con ambas formaciones vegetales. Debido principalmente a las condiciones ambientales favorables para el establecimiento de cultivos como el café y pastos para ganadería se reportaron alrededor de 2.750.000 ha en ecosistemas naturales remanentes de las 9.500.000 ha originales (Rodríguez *et al.* 2006).

BOSQUE SUBANDINO

En un bosque subandino se caracterizó el tamaño, composición y distribución espacial de Banco de Semillas Germinable en dos estados sucesionales correspondientes a un bosque maduro y a un bosque secundario tardío, determinando su importancia dentro del proceso de regeneración y sucesión natural del ecosistema. No se halló una variación significativa en cuanto al tamaño, composición y diversidad del BSG de los dos bosques estudiados, lo cual puede deberse a la similitud en cuanto a la estructura que presenta el bosque secundario en relación al bosque maduro, generando patrones similares en los procesos de entrada de semillas al BS en los dos tipos de bosque. Se presentaron más especies leñosas en el bosque maduro, en comparación al bosque secundario, encontrándose que la mitad de las especies registradas en los dos bosques, son de especies pioneras arbóreas y arbustivas con potencial en la restauración ecológica de este tipo de comunidades. Las especies leñosas encontradas en el BSG, no pertenecen a las especies de la vegetación en pie, lo que indica una dificultad para el restablecimiento en la composición de las especies propias de los bosques maduros o en etapas avanzadas de la sucesión (Cardona & Vargas 2009).

BOSQUE SECO MONTANO

Según Holdrige, los bosques secos montanos bajos, se encuentran localizados entre 2.000 y 3.000 m, con variaciones microclimáticas de acuerdo a los pisos altitudinales de las cordilleras. La vegetación primaria de esta formación ha sido alterada completamente, en la actualidad se observan muy pocas asociaciones de árboles y muchas áreas de cultivos de subsistencia y potreros. En algunas zonas se localizan formaciones de eucaliptos, cipreses y pinos.

En una zona de bosque seco montano bajo ubicado a los 2700 m, se encuentran áreas alteradas y dominadas por *Pennisetum clandestinum*, gramínea invasora que interrumpe el proceso sucesional. Allí se estableció una parcela experimental en la que se llevó a cabo la remoción de la cobertura de gramíneas mediante el arado y posterior quema de la biomasa, plantación de individuos de *Montanoa cuadrangularis* y se suprimió la competencia con gramíneas durante tres años. Los resultados sugieren que los doseles conformados por *M. cuadrangularis* inhiben el crecimiento de las gramíneas, su hojarasca genera un mantillo rico en microorganismos, mejora la estructura del suelo, favorece la conformación de un microclima, disminuye la evapotranspiración y contribuye al avance de la sucesión dado por la proliferación de especies sucesionales tardías como *Oreopanax floribundum*, *Myrsine guianensis*, *Piper bogotense* (Pinzón 2009).

SÍNTESIS

Las investigaciones presentadas en el simposio de restauración en ecosistemas andinos abarcaron diferentes ecosistemas y temáticas, entre los ecosistemas se encuentran: bosque seco montano bajo, bosque subandino, bosque altoandino y páramo, de igual forma se abordaron varios tipos de disturbios como plantaciones forestales exóticas, quemadas, pastoreo, presencia de especies invasoras y erosión. Y las estrategias presentadas se resumen en: la formación de núcleos con especies leñosas pioneras, descompactación mecánica del suelo, adición de mantos de suelo provenientes de zonas conservadas, siembra de especies fijadoras de nitrógeno, facilitación, activación del flujo sucesional natural, eliminación de especies invasoras, reubicación de individuos, protección con cercas vivas, restablecimiento de la conectividad en los corredores ribereños, estabilización de taludes con estructuras biomecánicas y compensación a campesinos con bancos forrajeros.

Adicionalmente, se presentaron estudios básicos útiles para el entendimiento del funcionamiento de los ecosistemas después de ser sometidos a disturbios, se evaluó el potencial de regeneración del banco de semillas germinable en dos estados sucesionales de un bosque subandino, la conformación de biocostras en taludes y el potencial de regeneración en bordes de avance de *Chusquea scandens*.

La mayor parte de los trabajos presentados están orientados a la restitución del componente vegetal, primordialmente porque el cambio en la cobertura vegetal hacia especies nativas influye en la recuperación de algunas características físicoquímicas del suelo, de modo que el restablecimiento de la cobertura vegetal original implica en parte la restauración del suelo (Davy 2002). Sin embargo, en una de las investigaciones presentadas hubo énfasis en las características del suelo como variables indicadoras del proceso de restauración.

RECOMENDACIONES

Al cierre del simposio surgieron las siguientes recomendaciones por parte de los asistentes y expositores:

- Realizar estudios diagnósticos para determinar variables importantes en los programas de monitoreo.
- Incluir en los proyectos el componente suelo, ya que las experiencias se enfocan principalmente al desempeño de especies vegetales.
- Incorporar estudios en fauna durante y después de las actividades de restauración.
- Además del establecimiento del programa de monitoreo se hace indispensable pensar en la viabilidad del proyecto a largo plazo y el mantenimiento en el tiempo económica y socialmente.
- Evitar esfuerzos aislados e intermitentes
- La información debe compartirse, especialmente entre las instituciones.
- Se debe tener en cuenta todas las características de los ecosistemas ya que no todos se pueden restaurar
- Cuando se evalúa el potencial biótico y físico debe incorporarse el componente económico y social.

LITERATURA CITADA

- Armenteras, D., Gast, F. & H. Villareal. 2003. Andean forest fragmentation and the representativeness of protected natural areas in the eastern Andes, Colombia. *Biological Conservation* 113: 245–256.
- Ataroff, M. 2002. Precipitación e intercepción en ecosistemas boscosos de los Andes venezolanos. *Sociedad Venezolana de Ecología. Ecotropicos* 15(2):195-202.
- Ávila, L. y O. Vargas. 2009. Formación de núcleos de restauración ecológica con *Lupinus bogotensis* y tres especies leñosa pioneras en claros de plantaciones de *Pinus patula* y *Cupressus lusitanica*. En: Grupo de Restauración Ecológica Universidad Nacional. I Congreso Colombiano de restauración ecológica & II Simposio Nacional de experiencias en restauración ecológica. Julio de 2009.
- Bussmann, Rainer W. 2005. Bosques andinos del sur de Ecuador, clasificación, regeneración y uso. *Rev. Peru biol.* [online]. ago./set 2005, vol.12, no.2 [citado 16 julio 2010], p.203-216. Disponible en la World Wide Web: <<http://www.scielo.org.pe/scielo.php>
- Camargo, J., Dossman, M., Rodríguez, J. & L. Arias. 2009. Cambios en el suelo posteriores a un incendio en un ecosistema de páramo: caso Parque Nacional Natural Los Nevados. En: Grupo de Restauración Ecológica Universidad Nacional. I Congreso Colombiano de restauración ecológica & II Simposio Nacional de experiencias en restauración ecológica. Julio de 2009.
- Cardona, A. y O. Vargas. 2009. Potencial de regeneración del banco de semillas germinable en dos estados sucesionales de un bosque subandino: implicaciones para la restauración ecológica. Reserva biológica Cachalú – Santander (Colombia). En: Grupo De Restauración Ecológica Universidad Nacional. I Congreso Colombiano de restauración ecológica & II Simposio Nacional de experiencias en restauración ecológica. Julio de 2009.
- Castaño-Uribe, C. 2002. Colombia alto andina y la significancia ambiental del bioma páramo en el contexto de los andes tropicales: una aproximación a los efectos futuros por el cambio climático global. *Memorias Congreso mundial de Páramos. Tomo I. Colombia. 897 pp.*
- Cavelier, J. 1997. Selvas y boques montanos. En: Chaves, M.E. & N. Arango (Eds.). Informe Nacional sobre el Estado de la Biodiversidad. Tomo I Diversidad Biológica Ed., Colombia. Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos, Alexander Von Humboldt.
- Chaves, M. E. y N. Arango. 1998. Informe Nacional sobre el estado de la biodiversidad en Colombia. Instituto Alexander von Humboldt, Ministerio del Medio Ambiente, Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA). Santa fe de Bogotá
- DANE. Departamento Administrativo Nacional de estadística. 2006. Censo general 2005, Bogotá.

- Davy, A. J. 2002. Establishment and manipulation of plant populations and communities in terrestrial ecosystems. pp. 223-241. En: Perrow, M. R. & A. J. Davy (Eds.) 2002. Handbook of Ecological Restoration. Vol. 1. Principles of restoration. Cambridge University Press, Cambridge UK.
- Etter, A. & W. Van Wyngaarden. 2000. Patterns of landscape transformation in Colombia, with emphasis in the Andean Region. *Ambio* 29 (7):432-439
- Gentry, A. H. 1995. Patterns of diversity and floristic composition in neotropical montane forests. En Churchill, S.P.; H. Balslev; E. Forero y J. L. Luteyn (Eds.): Biodiversity and conservation of Neotropical montane forests, pp. 103-126. Nueva York: NYBG.
- Guhl, E. 1995. Los páramos circundantes de la Sabana de Bogotá. Fondo FEN Colombia. Segunda edición. 127 Pp.
- Henderson, A., Churchill, S. & J. Luteyn. 1991. Neotropical plant diversity. *Nature* 351: 21-22
- Insuasty, J., Vargas, O., Cárdenas, C., Rojas –Zamora, O. y P. Gomez. 2009. Buscando estrategias de restauración ecológica en los páramos: el caso de las áreas afectadas por pastoreo, Parque Nacional Natural Chingaza, Colombia. En: Grupo de Restauración Ecológica Universidad Nacional. I Congreso Colombiano de restauración ecológica & II Simposio Nacional de experiencias en restauración ecológica. Julio de 2009.
- León Peláez, J. D. (ed.). 2008. Ecología de los bosques andinos, experiencias en investigación. Universidad Nacional de Medellín. 260p.
- Márquez, G. 2003. Colombia: Ambiente, pobreza y violencia. *Fermentum Mérida Venezuela* 13 (36): 25 – 37.
- Ministerio de Medio Ambiente. 2002. Programa nacional para el manejo sostenible y restauración de ecosistemas de la alta montaña colombiana: páramos. Memorias Congreso mundial de Páramos. Tomo I. Colombia. 897 pp.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G, Fonseca, G. A. & J, Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853- 858.
- Phillips, O. L. & A. H. Gentry. 1994. Increasing turnover through time in tropical forest. *Science* 263, 954-958.
- Pinzón, E. 2009. Restauración de la fertilidad del suelo y activación de la sucesión vegetal parcela experimental permanente, Vereda Pueblo Viejo parte alta, Facatativá (Cundinamarca). En: Grupo de Restauración Ecológica Universidad Nacional. I Congreso Colombiano de restauración ecológica & II Simposio Nacional de experiencias en restauración ecológica. Julio de 2009.
- Ospina Bautista, F., Estevez J., Betancour J. & E. Realpe. 2004. Estructura y composición de la comunidad de macro invertebrados acuáticos asociados a *Tillandsia turneri baker (bromeliaceae)* en un bosque alto andino colombiano. *Acta Zoológica Mexicana* 20(1): 153-166.
- Rangel, J. O. 1995. La diversidad florística en el espacio andino de Colombia. En: Churchill, S. P *et al.* (Eds). Biodiversity and Conservation neotropical montane forest. The New York Botanical Garden, New York. Pp 187-205.
- Rangel, J. O. 2002. Biodiversidad en la región del páramo: con especial referencia a Colombia. Memorias Congreso mundial de Páramos. Tomo I. Colombia. 897 pp.
- Rangel J. O. 2005. La biodiversidad Colombiana. *Revistas Universidad Nacional de Colombia. Facultad de ciencias humanas.* online disponible en: <http://www.revistas.unal.edu.co/index.php/palimpsestvs/article/download/8083/8727>.
- Rivera, D. y E. Linares. 2009. Biocostras y restauración de taludes y canteras del páramo de Chingaza. En: Grupo de Restauración Ecológica Universidad Nacional. I Congreso Colombiano de restauración ecológica & II Simposio Nacional de experiencias en restauración ecológica. Julio de 2009.
- Rojas – Zamora O., Vargas O., Cárdenas C., Insuasty J. y P. Gómez. 2009. Reubicación de individuos de *Espeletia grandiflora* y *Calamagrostis effusa* como estrategia para la restauración ecológica de áreas proterizadas de páramo (PNN Chingaza – Colombia). En: Grupo de Restauración Ecológica Universidad Nacional. I Congreso Colombiano de restauración ecológica & II Simposio Nacional de experiencias en restauración ecológica. Julio de 2009.

- Rodríguez, D., Armenteras, D. & A. Morales. 2004.- Ecosistemas de los Andes Colombianos. Instituto de investigaciones de recursos biológicos "Alexander von Humboldt" GEMA. 222.
- Rudas, G., Marcelo, D., Armenteras, D., Rodríguez, N., Morales, M., Delgado, L. y A. Sarmiento. 2007. Biodiversidad y actividad humana: relaciones en ecosistemas de bosque subandino en Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá D. C., Colombia. 128 p.
- Sinisterra, J., Galindo, A., Calle-Díaz, Z., Murguetio, E. & L. Solarte. 2009. Dos experiencias de restauración de áreas andinas afectadas por erosión severa. En: Grupo de Restauración Ecológica Universidad Nacional. I Congreso Colombiano de restauración ecológica & II Simposio Nacional de experiencias en restauración ecológica. Julio de 2009.
- Trujillo, L. y O. Vargas. 2009. Potencial de regeneración en bordes de avance de bosque altoandino dominado por *Chusquea scandens*. Métodos diagnósticos y experimentales de restauración ecológica. En: Grupo de Restauración Ecológica Universidad Nacional. I Congreso Colombiano de restauración ecológica & II Simposio Nacional de experiencias en restauración ecológica. Julio de 2009.
- Van der Hammen y A. Cleef. 1983. Datos para la historia de la flora andina. Revista Chilena Hist. Nat. 56: 97-107.
- Velasco – Linares, P. y O. Vargas. 2007. Problemática de los bosques altoandinos. En: Vargas, O. & Grupo de Restauración (Eds). Estrategias para la restauración del bosque altoandino. Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Ciencias. Departamento de Biología. 295 Pp.
- Velasco – Linares, P., Díaz – Martín, R. y O. Vargas. 2009. Efecto facilitador de los parches de herbáceas y arbustos colonizadores de potreros sobre el crecimiento y supervivencia de plantas leñosas de bosque altoandino. En: Grupo de Restauración Ecológica Universidad Nacional. I Congreso Colombiano de restauración ecológica & II Simposio Nacional de experiencias en restauración ecológica. Julio de 2009.
- Viña, A. & J. Cavelier. 1999. Deforestation Rates (1938-1988) of Tropical Lowland Forests on the Andean Foothills of Colombia. *Biotropica* 31(1): 31-36.



SIMPOSIO RESTAURACIÓN DE AGROECOSISTEMAS

45. RECUPERACIÓN DE FUNCIONES ECOLÓGICAS EN FINCAS GANADERAS CON SISTEMAS SILVOPASTORILES INTENSIVOS, MEDIADA POR INSECTOS PARASITOIDES, DEPREDADORES Y DESCOMPONEDORES

Giraldo-Echeverri Carolina, Chará Julián, Calle Zoraida & Murgueitio Enrique
Centro para la Investigación en Sistemas Sostenibles de Producción Agropecuaria – CIPAV
carolina@cipav.org.co, julian@cipav.org.co, zoraida@cipav.org.co, enrique@cipav.org.co

RESUMEN

Los sistemas ganaderos que integran árboles y arbustos son una herramienta eficaz para la rehabilitación de tierras degradadas porque aumentan la cobertura vegetal, protegen el suelo, aceleran el reciclaje de nutrientes, contribuyen a recuperar la fauna y limitan el uso de insumos tóxicos. Los escarabajos estercoleros permiten evaluar el avance de la rehabilitación debido a que cumplen funciones ecológicas relacionadas con la remoción de estiércol y suelo, la dispersión de semillas y el control biológico de insectos plaga y parásitos gastrointestinales del ganado. El aumento en las poblaciones de estos organismos está relacionado con los cambios en la vegetación, la hojarasca y el microclima que ocurren a lo largo del proceso de rehabilitación.

Con el propósito de investigar algunos efectos de los sistemas silvopastoriles sobre la rehabilitación de tierras degradadas, se evaluó la recuperación de procesos ecológicos relacionados con los estercoleros, comparando pasturas mejoradas sin árboles (PM) y sistemas silvopastoriles intensivos (SSPi) en fincas del río la Vieja y Valle del río Cesar. En los SSPi se presenta una interesante recuperación de las funciones ecológicas, relacionada principalmente con: (i) la regulación de insectos plaga por diversas especies de insectos parasitoides, depredadores y descomponedores, cuya abundancia es 60% mayor en SSPi que en PM; (ii) movimiento secundario de semillas; (iii) remoción y reciclaje eficiente del estiércol; (iv) movimiento y aireación del suelo 80% mayor en SSPi que en PM. La rehabilitación de tierras degradadas con SSPi permite una rápida recuperación de la biodiversidad funcional y se convierte en una importante alternativa para recuperar la capacidad productiva y las funciones ecológicas de las tierras degradadas.

Palabras clave: Ganadería, sistemas silvopastoriles, rehabilitación ecológica, escarabajos estercoleros.

INTRODUCCIÓN

Cerca de la mitad de la superficie terrestre del planeta se utiliza en agricultura (12%), ganadería (33%) y al cultivo de árboles exóticos en plantaciones forestales (15%) (Steinfeld *et al.* 2006). Esta simplificación de los sistemas naturales hacia sistemas productivos en monocultivo, es uno de los principales factores responsables de la pérdida de la diversidad biológica (Dirzo & Raven 2003). Los principales impactos de los sistemas ganaderos convencionales sobre la biodiversidad, están relacionados con la deforestación para la siembra de gramíneas, el uso de productos químicos (insecticidas, herbicidas y fertilizantes) y la erosión del suelo por sobrepastoreo del ganado.

El establecimiento de sistemas productivos simplificados, ocasiona disminución o pérdida de especies y alteración de los procesos naturales que permiten el funcionamiento de los ecosistemas, principalmente los relacionados con la descomposición de la materia orgánica, el reciclaje de nutrientes, la regulación de plagas potenciales y la polinización (Giller & O'Donovan 2002). Muchos sistemas productivos comienzan a ser dependientes de insumos externos para compensar estas pérdidas de funcionalidad ecosistémica.

Sin embargo, los sistemas agroforestales y silvopastoriles son alternativas productivas compatibles con la conservación y recuperación de los sistemas naturales y pueden contribuir a mitigar los impactos ambientales de la producción agrícola, pecuaria y forestal (Murgueitio *et al.* 2008). La integración de árboles y arbustos en los sistemas ganaderos, permite recuperar la biodiversidad al ofrecer sitios de refugio y recursos para la fauna silvestre, mejorar la fertilidad del suelo, ejercer un control natural de los insectos plaga y por lo tanto, permitir una reducción significativa en aplicación de agroquímicos (Giraldo 2007).

Los insectos intervienen en varios procesos ecológicos esenciales para el funcionamiento de los ecosistemas terrestres tales como el reciclaje de nutrientes, dispersión de semillas, bioturbación, control biológico y polinización. Por ejemplo, los escarabajos estercoleros (Coleoptera: Scarabaeidae) son reconocidos a escala global por las funciones que cumplen en sistemas naturales y productivos (Nichols *et al.* 2008, Halfter & Edmonds 1982) relacionadas con la variedad de patrones de consumo y relocalización del estiércol (Hanski & Cambefort 1991). Durante el proceso de alimentación y apareamiento, los escarabajos participan en la bioturbación al desplazar y mezclar partículas de sedimento de animales y plantas, lo cual incrementa la aireación y porosidad del suelo (Mittal 1993). La incorporación de nutrientes aumenta la fertilidad y productividad de las pasturas (Martínez y Lumaret 2006, Giraldo 2007) al promover cambios físicos y microbiológicos que aceleran la tasa de mineralización del nitrógeno, aumentan el pH y la capacidad de intercambio catiónico y concentran fósforo, potasio, nitrógeno, calcio y manganeso en el suelo (Nichols *et al.* 2008, Yokohama & Kai 1993).

Uno de los principales vectores de enfermedades en los sistemas ganaderos del país es la mosca de los cuernos *Haematobia irritans* (Diptera: Muscidae), que genera estrés en los animales y reduce la producción (Martínez y Lumaret 2006). Esta especie coloniza el estiércol del ganado en forma rápida y eficiente, y lleva a cabo allí una parte de su ciclo de vida. Los sistemas ganaderos convencionales son altamente dependientes de insecticidas químicos para controlar esta mosca. En cambio, en los sistemas de reconversión ganadera es posible lograr una regulación natural de esta plaga, mediante la recuperación de insectos benéficos (descomponedores, depredadores y parasitoides) (Marchiori *et al.* 2003) que en conjunto participan en su control. Sin embargo, la eficiencia en el cumplimiento de las funciones ecológicas de estos insectos benéficos está estrechamente ligada a las condiciones climáticas, el hábitat y el manejo del sistema productivo.

Este trabajo se enfoca en algunos efectos de los sistemas silvopastoriles sobre procesos ecológicos (degradación de estiércol, remoción de semillas, remoción de suelo y regulación de insectos plaga) mediados por insectos parasitoides, depredadores y descomponedores, en sistemas ganaderos sin árboles (pasturas mejoradas - PM) y sistemas silvopastoriles intensivos (SSPi) de la cuenca media del río La Vieja y el Valle del río Cesar.

MÉTODOS

ZONA DE ESTUDIO

Este artículo se basa en dos estudios llevados a cabo en períodos de tiempo diferentes y con distintos métodos de muestreo en fincas ganaderas situadas en la cuenca media del río La Vieja (Valle del Cauca y Quindío) y el valle del río Cesar.

La cuenca media del río La Vieja tiene una temperatura promedio de 21°C y humedad relativa del 74%. Las fincas estudiadas se encuentran a una altitud aproximada de 1200 msnm y pertenecen a la zona de vida de bosque húmedo premontano (bh-PM) (Espinal 1977). Durante las últimas décadas esta zona de vocación cafetera ha dado paso a sistemas ganaderos extensivos, lo cual ha generado efectos negativos sobre el agua, los suelos y la biodiversidad.

En 2002 algunas fincas de la región iniciaron un proceso de reconversión ganadera que consistió en el establecimiento de cercos vivos, árboles dispersos en potreros, sistemas silvopastoriles intensivos y corredores ribereños en el marco del proyecto regional *Enfoques silvopastoriles integrados para el manejo de ecosistemas*, financiado por el Banco Mundial y el Fondo GEF y liderado en Colombia por CIPAV. Durante los cinco años del proyecto se logró un aumento importante en la extensión total de cercas vivas, las áreas de potreros con árboles dispersos, los sistemas silvopastoriles intensivos y en la recuperación de los corredores ribereños.

Las fincas ganaderas estudiadas en el Valle del río Cesar se encuentran en la zona de vida Bosque seco tropical (Bs-T) entre 110 y 120 metros de altitud, con temperatura promedio de 32°C. En las últimas décadas, la región sufrió un marcado deterioro ambiental como resultado de deforestación y el cultivo intensivo de algodón, que precipitaron la degradación de los suelos y el avance del desierto. Con el tiempo estas tierras pasaron a sistemas de ganadería extensiva de baja productividad. En 2005, algunas fincas de la región iniciaron el proceso de reconversión ganadera con apoyo del proyecto *Desarrollo de un modelo de sistemas silvopastoriles intensivos con L. leucocephala y pastos mejorados asociados a maderables* financiado por SENA y FEDEGAN y ejecutado por CIPAV. En el proyecto se establecieron cercas vivas y sistemas silvopastoriles intensivos con árboles (maderables y nativos) dispersos en potreros.

En ambas regiones, las pasturas mejoradas (PM) corresponden a monocultivos de pasto estrella *Cynodon plectostachyus*, con cobertura arbórea o arbustiva inferior al 5% y a veces inexistente. Los sistemas silvopastoriles intensivos (SSPi) asocian dos especies de gramíneas (*C. plectostachyus* y *Panicum maximum*) con *L. leucocephala* en una densidad de siembra superior a 10.000 plantas ha⁻¹. Los SSPi estudiados en el Valle del río Cesar, incorporan también árboles nativos (*Prosopis juliflora*) y maderables (*Eucalyptus tereticornis*).

Para el estudio se seleccionaron tres fincas en la cuenca media del río La Vieja - Lusitania (Alcalá), La Ramada (Quimbaya) y Asturias (Montenegro) - y dos fincas en el Valle del río Cesar: Rancho Alegre (San Diego) y El Porvenir (Codazzi). En cada finca se seleccionaron dos áreas contrastantes: (i) pastura mejorada sin árboles (PM) y (ii) sistema silvopastoril intensivo (SSPi).

En la cuenca del río La Vieja el estudio se llevó a cabo en agosto y octubre de 2008. Se evaluaron las siguientes variables: (i) diversidad de entomofauna (insectos plaga, depredadores, parasitoides y descomponedores), (ii) remoción de estiércol, (iii) remoción de semillas.

En las fincas del Valle del río Cesar, los muestreos se hicieron en junio y noviembre de 2009 y se evaluaron las siguientes variables: (v) remoción de suelo y (vi) diversidad y abundancia de escarabajos estercoleros.

Para estimar la diversidad de la entomofauna y de los escarabajos estercoleros, en cada finca se utilizaron tres trampas de caída tipo *pitfall*, enterradas a ras de suelo y separadas 30 m entre sí, las cuales se cebaron con una mezcla de 25g de excremento de vaca y de cerdo y permanecieron expuestas durante 24 horas. Para determinar la remoción de estiércol y la remoción de semillas, se utilizaron bolas de excremento de peso conocido (70g: elaboradas con una proporción similar de excremento de vaca y de cerdo) a las cuales se les adicionaron 140 semillas artificiales de diferentes tamaños. En cada sitio se estableció un transecto lineal con tres bolas de excremento separadas 30 m entre sí y después de 24 horas de exposición, se determinó: (1) la cantidad de excremento removido como la diferencia en peso de cada bola ($P_{inicial} - P_{final}$), (2) el número remanente de semillas en cada bola de excremento.

Para estimar la abundancia de moscas adultas, larvas y parasitoides, se instalaron tres trampas de libre acceso para las moscas a 1m de la superficie del suelo con 50g de excremento de vaca y cerdo en proporciones similares. Después de 24 horas, el contenido de las trampas fue puesto en frascos con alcohol al 70% para cuantificar e identificar las moscas adultas, larvas y parasitoides. La remoción de suelo se cuantificó en los sistemas silvopastoriles, donde las franjas de pastoreo delimitadas con cerca eléctrica permiten establecer el tiempo aproximado de deposición de la bosta. Se eligieron aleatoriamente siete boñigas en cada franja con diferentes tiempos de deposición: t_1 : 12, t_2 : 24, t_3 : 48; t_4 :72; t_5 : 96 y t_6 : 120 horas. El suelo removido en cada bosta fue colectado y pesado en una balanza de alta precisión.

Se aplicó la prueba no paramétrica de Kruskal Wallis para comparar la abundancia de organismos, el porcentaje de remoción de semillas, la cantidad de estiércol y suelo removido en los sistemas con y sin árboles, mediante el programa estadístico BioDiversity Pro versión 7.0 (McAleece 2001).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

REGULACIÓN DE INSECTOS PLAGA MEDIADA POR INSECTOS PARASITOIDES, DEPREDADORES Y DESCOMPONEDORES

Las poblaciones de moscas hematófagas adultas fueron significativamente más abundantes en las pasturas mejoradas (PM) que en los sistemas silvopastoriles (SSPi) ($p < 0.011$) y el mismo patrón se presentó con las larvas ($p < 0.0001$, Figura 1).

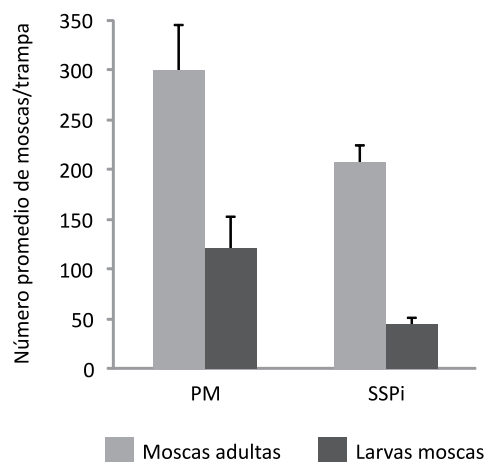


Figura 1. Abundancia de moscas hematófagas (larvas y adultos) en sistemas ganaderos de la cuenca media del río La Vieja. PM: Pasturas mejoradas sin árboles; SSPi: Sistemas silvopastoriles intensivos. Las barras indican error estándar.

En las pasturas mejoradas sin árboles, las larvas y moscas adultas son los organismos dominantes y representan un 63% del total de los insectos asociados al estiércol. En los SSPi el porcentaje de moscas es menor y se incrementa la presencia de otros grupos taxonómicos asociados al estiércol (Figura 2).

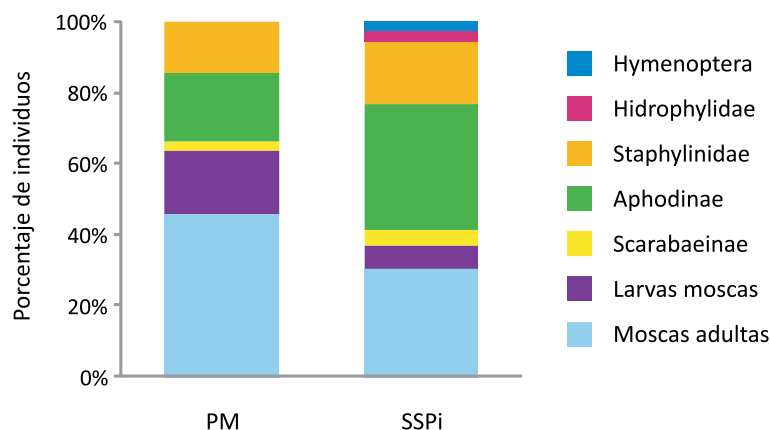


Figura 2. Abundancia relativa de insectos asociados al estiércol en sistemas ganaderos de la cuenca media del río La Vieja. PM: pastura mejorada; SSPi: sistema silvopastoril intensivo.

Tres familias de micro-avispas (Hymenoptera: Figitidae, Pteromalidae e Ichneumonidae) que son reconocidos parasitoides de moscas en estados inmaduros y pueden reducir la tasa de eclosión de estos dípteros, se encontraron exclusivamente en los SSPi. Los resultados sugieren que el proceso de reconversión ganadera hacia sistemas con árboles permite recuperar la función ecológica relacionada con el parasitismo y que esta función clave para el control biológico ha desaparecido en los sistemas simplificados (sin árboles).

Los parasitoides ocupan un alto nivel trófico y son determinantes en el tamaño de las poblaciones de hospederos gracias a sus adaptaciones fisiológicas y de comportamiento (Marchiori *et al.* 2003). Se encuentran con frecuencia en heces expuestas durante 24 a 96 horas, dependiendo del estado en el que requieran sus hospederos. Aunque la regulación natural de las moscas hematófagas por parasitismo es poco conocida, se conoce el potencial de los insectos de las familias Braconidae, Chalcididae, Pteromalidae, Encyrtidae y Figitidae (Hymenoptera) sobre la regulación natural de la mosca en estados inmaduros (Marchiori *et al.* 2003).

Además de las micro-avispas, se encontraron diferentes familias de escarabajos (Coleoptera: Staphylinidae, Hidrophylidae y Scarabaeidae) que cumplen importantes funciones ecológicas en sistemas productivos y naturales. Los escarabajos estafilínidos se encontraron en los dos sistemas; sin embargo, su abundancia y diversidad es significativamente mayor en los SSPi que en PM ($p < 0,0001$, Figura 3).

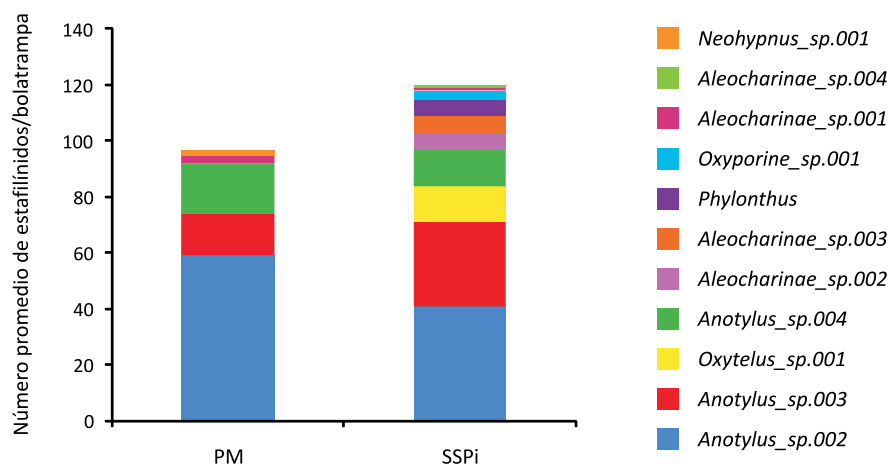


Figura 3. Abundancia de escarabajos estafilínidos en bolas de estiércol en sistemas ganaderos de la cuenca media del río La Vieja. PM: Pasturas mejoradas; SSPi: Sistemas silvopastoriles intensivos.

En ambos sistemas, se encontraron tres especies co-dominantes del género *Anotylus*, que se caracterizan por ser organismos saprófagos, habitantes de excremento, carroña y hongos en descomposición (Navarrete-Heredia *et al.* 2002). Sin embargo, es importante resaltar que los géneros *Oxytelus* y *Philonthus* y tres especies de la familia *Aleocharinae* tienen una importante representatividad en los SSPi y se encuentran ausentes en PM.

En Argentina, Mariategui *et al.* (2004), encontraron que un escarabajo del género *Philonthus* es un hábil y eficiente depredador de huevos y larvas de dípteros. Así mismo, Walsh & Chani (2003) encontraron un efecto positivo de *Philonthus pauxillus*, *P. favolimbatus*, *Philonthus* sp. y *Aleochara verberans* y *Aleochara notura* sobre el control de moscas en las pasturas (Koller *et al.* 2002). Ambos géneros están presentes en forma exclusiva en los sistemas silvopastoriles donde probablemente intervienen en la regulación de las moscas.

Algunos autores mencionan que los géneros *Aleochara* y *Tinotus* son parasitoides de pupas de varias especies de moscas (Navarrete-Heredia *et al.* 2002). Por lo tanto, su diversidad y abundancia en sistemas manejados son claves para la regulación de poblaciones de insectos plaga. En los silvopastoriles se registró en forma exclusiva la presencia de una especie de la familia *Aleocharinae* que podría intervenir en esta función ecológica. Sin embargo, es necesario refinar la identificación taxonómica para establecer el papel que juega en el sistema.

Navarrete-Heredia *et al.* (2002), estiman que un solo individuo del estafilínido *Xenopigus anales* puede consumir durante su vida 242 larvas de la mosca de la fruta *Anastrepha ludens*. Este cálculo da una idea sobre la magnitud de la tasa de depredación de estos organismos en sistemas productivos.

Además de los estafilínidos, sólo en los SSPi se encontró un escarabajo del género *Sphaeridium* (Coleoptera: Hydrophilidae), reconocido por ser un importante depredador de insectos de cuerpo blando. Ambos grupos de escarabajos colonizan rápidamente el estiércol bovino y generan una importante presión sobre los estados inmaduros de las moscas. De esta manera, es posible afirmar que la función ecológica relacionada con la depredación de insectos plaga, se presenta de una manera más eficiente en los SSPi que en las PM, debido a la presencia de organismos depredadores que sólo se encuentran en sistemas con árboles.

Los trabajos de Sanabria *et al.* (2008), según los cuales la humedad es un factor determinante en la riqueza de especies de estafilínidos en sistemas naturales y manejados, permiten suponer que la mayor abundancia y diversidad de estos escarabajos en los sistemas silvopastoriles está relacionada con características del hábitat tales como la disponibilidad de hojarasca, la mayor humedad y la menor temperatura que se registra en estos sistemas.

Aunque la importancia de los estafilínidos en la depredación de estados inmaduros de dípteros permite suponer que estos organismos actúan como reguladores de insectos plaga, es necesario llevar a cabo estudios más detallados de algunas especies para evaluar sus tasas de depredación y proponer su uso como controladores biológicos en sistemas ganaderos.

Aunque la recuperación de las funciones relacionadas con parasitismo y depredación en los SSPi son importantes, algunas investigaciones orientadas a evaluar la regulación de moscas por competencia, sugieren que los organismos descomponedores, principalmente los escarabajos estercoleros (Scarabaeidae: Scarabaeinae y Aphodinae), son los más eficientes en la regulación de las moscas, al generar presión por recurso y espacio (Martínez y Lumaret 2006).

Las bostas en los potreros actúan como sitios de anidamiento de gran cantidad de parásitos intestinales y de moscas, generando problemas de sanidad en el sistema productivo (Giraldo 2007, Murgueitio y Giraldo 2009). La presencia de escarabajos estercoleros reduce la cantidad de huevos o quistes de parásitos del ganado en las bostas y genera competencia por los sitios de anidamiento de las moscas, produciendo una disminución considerable de estos insectos plaga en las praderas (Murgueitio y Giraldo 2009).

Los resultados de la presente investigación, indican que los escarabajos estercoleros de la familia Scarabaeinae son significativamente más diversos y abundantes en los sistemas silvopastoriles que en los potreros sin árboles ($p < 0.017$, Figura 4). Probablemente la cobertura arbórea y la hojarasca de la *Leucaena* en estos sistemas, aportan sitios de refugio y anidamiento adecuados para estos organismos por lo cual logran establecerse con mayor éxito que en potreros sin árboles (Martínez y Lumaret 2006, Giraldo 2007).

El escarabajo *Ontophagus lunicollis* es el más abundante en las fincas ganaderas de la cuenca media del río La Vieja, seguido por *Ontherus* sp. Los escarabajos *Dichotomius satanas* y *Ontophagus curvicornis* se encontraron sólo en los sistemas silvopastoriles. La mayor abundancia y diversidad de estos organismos en los potreros con árboles sugiere una mayor eficiencia en el proceso de degradación del estiércol y por lo tanto, una mejor regulación de la mosca de los cuernos en los sistemas de reconversión ganadera.

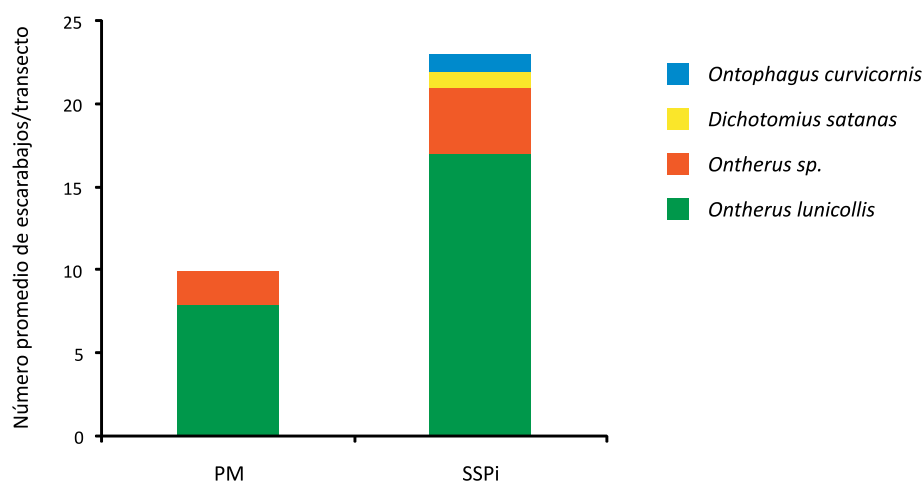


Figura 4. Composición y abundancia de escarabajos (Coleoptera: Scarabaeinae) en boñigas de pasturas mejoradas (PM) y sistemas silvopastoriles intensivos (SSPi) de la cuenca media del río La Vieja.

En forma similar a los Scarabaeinae actúan los escarabajos estercoleros endocópridos de la subfamilia Aphodinae, los cuales se caracterizan por construir túneles internos en el estiércol durante el proceso de apareamiento y reproducción. De esta manera, en una acción conjunta, los escarabajos de ambas subfamilias eliminan los sitios de reproducción de las moscas.

Al igual que los demás grupos de insectos evaluados, los escarabajos de la familia Aphodinae, presentaron diversidad y abundancia significativamente mayores en los SSPi que en PM ($p < 0,0001$, Figura 5).

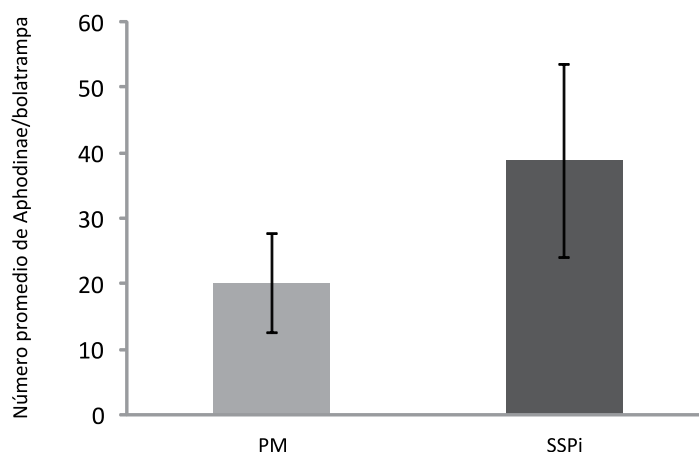


Figura 5. Abundancia de escarabajos (Coleoptera: Aphodinae) en trampas de estiércol en pasturas mejoradas (PM) y sistemas silvopastoriles intensivos (SSPi) de la cuenca media del río La Vieja. Las barras indican error estándar.

Dentro de esta familia, *Aphodius* aff *brasiliensis* fue la especie dominante en los sistemas ganaderos evaluados, seguida por *Aphodius* sp.2. *A. brasiliensis* es común en zonas cafeteras y regiones templadas y las dos especies son más abundantes que los grupos de Scarabaeinae y, por lo tanto, tienen una función clave en la degradación del estiércol en los sistemas ganaderos de esta región.

Hutton & Guiller (2003) demostraron un efecto positivo de los sistemas de producción agrícola con manejo orgánico, sobre la riqueza y diversidad de Afodinos, en comparación con sistemas de manejo intensivo convencional. Nuestros resultados coinciden con los obtenidos por estos investigadores, y sugieren que el establecimiento de los escarabajos estercoleros endocópridos es mayor en los sistemas silvopastoriles intensivos que en las pasturas sin árboles.

La abundancia de ambos grupos de escarabajos y la presencia de especies exclusivas en los SSPi sugiere que la cobertura arbórea y arbustiva en estos sistemas también permite la recuperación de las poblaciones de organismos descomponedores, los cuales hacen una contribución directa al proceso de degradación de estiércol y tienen efectos indirectos en la regulación de ecto y endoparásitos, la conservación de la fertilidad del suelo y la reducción de insecticidas químicos y fertilizantes nitrogenados.

De esta manera se observa cómo la diversidad y abundancia de insectos depredadores, descomponedores y parasitoides puede contribuir a la regulación de las poblaciones de moscas en los sistemas de reconversión ganadera, al ejercer presión por competencia, depredación y parasitismo sobre los insectos plaga y por lo tanto, el incremento de sus poblaciones contribuye a controlar las moscas en los sistemas ganaderos (Figura 6).



Figura 6. Efectos probables de los organismos benéficos asociados al estiércol sobre la regulación de moscas en sistemas silvopastoriles.

La cobertura arbustiva de los SSPi provee hábitat y recursos para una gran diversidad de organismos que contribuyen a recuperar la función ecológica relacionada con la regulación de insectos plaga en los sistemas ganaderos. Sin embargo, es importante resaltar que el tipo de manejo de cada sistema es determinante para lograr el establecimiento de las poblaciones de controladores biológicos en los sistemas productivos.

MOVIMIENTO SECUNDARIO DE SEMILLAS

Durante el proceso de enterramiento y dispersión de la bola nido, los escarabajos hacen un movimiento secundario horizontal y vertical de las semillas, que son enterradas en túneles que pueden alcanzar 30 cm de profundidad en el suelo. En los silvopastoriles se presenta un porcentaje de remoción de semillas artificiales significativamente mayor que en las pasturas sin árboles ($p < 0,00001$, Figura 7).

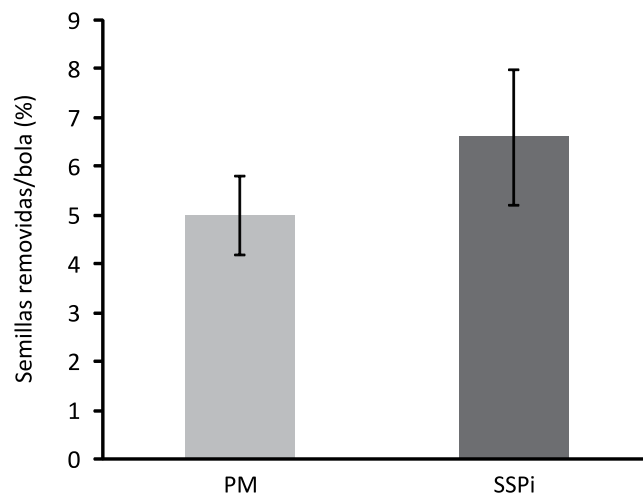


Figura 7. Remoción de semillas artificiales en bolas trampa en sistemas ganaderos de la cuenca media del río La Vieja. PM: Pasturas mejoradas; SSPi: Silvopastoriles intensivos. Las barras indican error estándar.

La mayor tasa de remoción de semillas artificiales en los sistemas de reconversión ganadera tiene relación directa con la mayor abundancia de escarabajos estercoleros en dichos sistemas. El movimiento y relocalización de las semillas, puede tener efectos sobre la supervivencia de las mismas, bien sea por la reducción de los depredadores de semillas o por la ubicación éstas en sitios más adecuados para la germinación y supervivencia de las plántulas (Andresen 1999, Andresen & Levey 2004, Chambers & MacMahon 1994, Estrada & Coates-Estrada 1991).

REMOCIÓN Y DESCOMPOSICIÓN DE ESTIÉRCOL

En los sistemas silvopastoriles intensivos de la cuenca media del río La Vieja, se presenta una remoción de estiércol significativamente mayor en SSPi que en las PM ($p < 0,0001$, Figura 8).

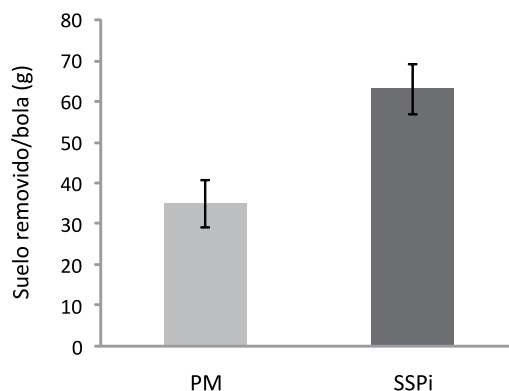


Figura 8. Remoción de suelo por escarabajos estercoleros (Coleoptera: Scarabaeinae) en la cuenca del río La Vieja. PM: Pasturas mejoradas; SSPi: Silvopastoriles intensivos. Las barras indican error estándar.

Los principales organismos implicados en la remoción y descomposición del estiércol en los sistemas ganaderos, son los escarabajos estercoleros de la familia Scarabaeinae (Halfter & Edmonds 1982). La mayor remoción de suelo en los SSPi es el resultado de la mayor abundancia de escarabajos en los sistemas ganaderos con árboles y arbustos.

Dado que la producción de forrajes depende del reciclaje eficiente de la materia orgánica, la descomposición rápida del estiércol en los potreros es fundamental para el buen funcionamiento del sistema. Con el aumento de las cargas animales aumenta también la cantidad de estiércol depositado en el suelo y puede ocurrir que una parte permanezca sin desintegrar con lo cual se pierde un área importante de pastoreo porque el ganado evita forrajear cerca de las bostas. Esta acumulación del estiércol genera pérdidas económicas (Martínez & Lumaret 2006, Giraldo 2007).

La mayor eficiencia de los escarabajos en la remoción del estiércol en los sistemas silvopastoriles no solo contribuye a mejorar la sanidad del ganado al reducir las poblaciones de moscas y parásitos gastrointestinales que anidan en el estiércol, sino que también contribuye a conservar la fertilidad al promover el reciclaje de la materia orgánica (Murgueitio y Giraldo 2009).

REMOCIÓN, AIREACIÓN Y DESCOMPACTACIÓN DEL SUELO

En los sistemas silvopastoriles del Cesar los escarabajos estercoleros tienen una tasa dramática de degradación del estiércol y remoción de suelo, con dos efectos indirectos benéficos, la descompactación y la aireación del suelo. Desde el momento de la deposición de la bosta, gran cantidad de escarabajos estercoleros adultos inician el apareamiento y reproducción. A las 24 horas, se registra un incremento de 88% en el número de escarabajos y se alcanza una alta tasa de remoción de estiércol. Al tercer día de permanencia de la bosta en el potrero, es posible encontrar hasta 195 escarabajos adultos en una bosta, cuya actividad se traduce en una remoción de 1400 gramos de suelo por boñiga (Figura 9). Durante el día 4 (96 horas), el número de escarabajos adultos disminuye considerablemente porque ya ha terminado su proceso de apareamiento. En esta etapa, es común encontrar debajo de las boñigas, las galerías construidas para la nidificación y las *bolas-nido* características de este grupo de estercoleros.

En el SSP, el estiércol desaparece completamente del sistema al día 6 en la finca Rancho Alegre) y al día 10 en El Porvenir. De esta manera, cuando el ganado regresa al potrero 42 días después, encuentra la pastura libre de estiércol.

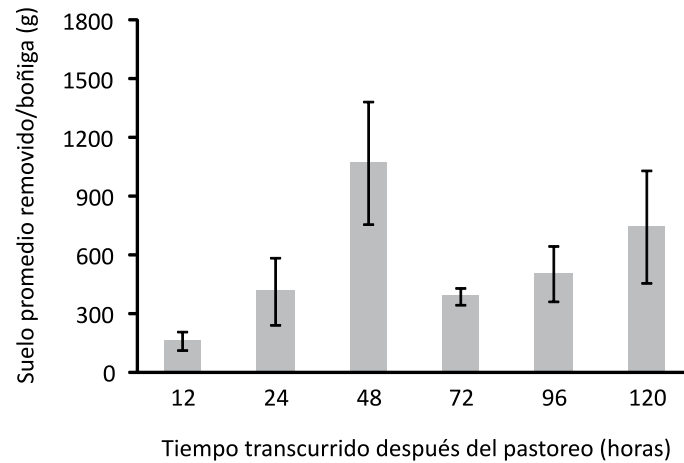


Figura 9. Remoción de suelo por escarabajos estercoleros en bostas depositadas en sistemas silvopastoriles intensivos del Valle del río Cesar. Las barras indican error estándar.

Por el contrario, en las pasturas mejoradas sin árboles, los escarabajos estercoleros no logran penetrar el suelo compactado y muy pocos individuos anidan entre la bosta y la parte superficial del suelo dado que no logran construir sus galerías. En estas pasturas la remoción de suelo no supera los 10g/boñiga, por lo cual el estiércol permanece expuesto durante más de 45 días y es común que el ganado esté en continuo contacto con el estiércol seco y endurecido, lo cual incrementa la probabilidad de infección con endo y ectoparásitos (Figuras 10 y 11).



Figura 10. Boñiga seca y endurecida en pastura mejorada(PM) del Cesar.



Figura11. Boñiga descompuesta a las 48 horas, en un sistema silvopastoril (SSPi) del Cesar.

En las fincas con SSPi del Valle del río Cesar, se encontraron siete especies de escarabajos utilizando el estiércol bovino. Cada una de estas especies tiene un papel importante en el proceso de degradación del estiércol y remoción del suelo, de acuerdo con sus hábitos de nidificación y su tamaño. La mayoría de las especies tienen hábitos tuneleros (*Digitonthophagus gazella*, *Onthophagus marginicollis*, *Diabroctis cadmus*, *Dichotomius carolinus* y *Canthidium* sp.), es decir, que incorporan el estiércol en galerías construidas debajo de la boñiga y por lo tanto pueden utilizar el recurso más rápidamente que otros invertebrados. Sin embargo, también se encontraron dos especies de escarabajos rodadores (*Canthon septemmaculatus* y *Canthon lituratus*), los cuales utilizan el estiércol cuando está más deshidratado y logran moldearlo para construir y rodar la bola nido. Sin embargo, en las pasturas mejoradas, sólo se encontraron las especies *D. gazella* y *O. marginicollis*.

La magnitud del impacto de los escarabajos sobre la descompactación y aireación del suelo se hace evidente por la cantidad de túneles o galerías que se observan debajo de las boñigas para la incorporación de las bolas nido al suelo (Figuras 12 y 13). La construcción permanente de túneles puede generar un incremento importante en la porosidad y por consiguiente en la capacidad de retención del agua en el suelo de los sistemas silvopastoriles.



Figura 12. Túneles construidos por *D. gazella* y *O. marginicollis* debajo de las boñigas en los SSPi en el Cesar.



Figura 13. Bolas nido incorporadas en el suelo por *D. gazella* en los SSPi del Cesar.

Este conjunto de resultados permite concluir que los sistemas silvopastoriles intensivos con *Leucaena leucocaphala* y árboles dispersos en potreros, ofrecen refugio y recursos para una importante diversidad de organismos asociados al suelo y al estiércol bovino, en comparación con las pasturas mejoradas sin árboles. De esta manera, los organismos parasitoides, depredadores y descomponedores juegan un papel vital en la rehabilitación ecológica de tierras degradadas al participar en la recuperación de varios procesos esenciales para el funcionamiento del ecosistema.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación se realizó gracias al apoyo de los siguientes proyectos: Fortalecimiento del Centro para la Investigación en Sistemas Sostenibles de Producción Agropecuaria (CIPAV) financiado por COLCIENCIAS – SENA (Contrato 480-2008). Proyecto “Valoración de los bienes y servicios ambientales de la biodiversidad para el desarrollo sostenible de paisajes rurales Colombianos: Complejo Ecoregional Andes del Norte” que ejecuta el Centro de Investigaciones y Estudios en Biodiversidad y Recursos Genéticos, CIEBREG con el apoyo de COLCIENCIAS. Proyecto: “Desarrollo de un modelo SSPi con *L. leucocephala* y pastos mejorados asociados a maderables de diferentes especies que fortalezcan la alianza entre la ganadería y la industria forestal en tres empresas ganaderas en el Valle del Río Cesar”, financiado por SENA y FEDEGAN. Agradecemos a Catalina Sanabria, Luis Carlos Pardo y Federico Escobar por la identificación taxonómica de Staphylinidae, Aphodinae y Scarabaeinae, respectivamente.

LITERATURA CITADA

- Andresen, E. 1999. Seed dispersal by monkeys and the fate of dispersed seeds in a Peruvian rain forest. *Biotropica*, 31: 145–158.
- Andresen, E. & D. J. Levey. 2004. Effects of dung and seed size on secondary dispersal, seed predation, and seedling establishment of rain forest trees. *Oecologia*, 139: 45–54.
- Chambers, J. C. & J. A. Macmahon. 1994. A day in the life of a seed: movements and fates of seeds and their implications for natural and managed systems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 25: 263–293.
- Dirzo, R. & P. H. Raven. 2003. Global State of Biodiversity and Loss. *Annual Review of Environmental Resources*, 28, 137–167.
- Espinal, S. 1977. Zonas de vida y formaciones vegetales de Colombia. Instituto Geográfico Agustín Codazzi-IGAC. Vol. XIII, No. 11. Bogotá, Colombia. 238p.
- Estrada, A. & R. Coates-Estrada. 1991. Howler monkeys (*Alouatta palliata*), dung beetles (Scarabaeidae) and seed dispersal: ecological interactions in the tropical rain forest of Los Tuxtlas, Mexico. *Journal of Tropical Ecology*, 7: 459–474.
- Giraldo, E. y C. 2007. Escarabajos estercoleros amigos de la ganadería. *Revista Carta Fedegan*, 100: 74-76.
- Giller, P. S. & G. O’Donovan G. 2002. Biodiversity and ecosystem function: do species matter? *Proceedings of the Royal Irish Academy*, 102B: 129–139.
- Halffter, G. & W. D. Edmonds. 1982. The nesting behavior of dung beetles (Scarabaeinae). An ecological and evolutive approach. Instituto de Ecología, México D.F. 176p.
- Hanski, I. & Y. Cambefort, 1991. Dung Beetle Ecology. Princeton University Press, Princeton. 520p.
- Hutton, S. A. & P. S. Giller. 2003. The effects of the intensification of agriculture on northern temperate dung beetle communities. *Ecology*, (40): 994-1007.
- Koller, W. W., Gomes, A., Rodrigues, S. R. & J. Mendes. 2002. Staphylinidae (Coleoptera) associated to cattle dung in Campo Grande, MS, Brazil. *Neotropical Entomology*, 31 (4): 641-645.
- Marchiori, C. H., Rodriguez C., E. & K. G. Silva A. 2003. Parasitoids collected from artificial bovine dung pats exposed for different periods of time in Itumbiara, Goiás, Brazil. *Maringá*, 25(1): 9-13.
- Mariategui, P. G., Speicys, C. y N. Urretabizkaya. 2004. Evaluación de la dinámica poblacional de *Philonthus flavolimbatus* (Erichson 1753) (Coleoptera, Staphylinidae), en materia fecal bovina: su análisis como potencial biocontrolador de *Haematobia irritans* (Linnaeus 1758) (Diptera, Muscidae) en campos de la cuenca del Río Salado, Buenos Aires, República Argentina. *Boletín Sociedad Entomológica Aragonesa*, 34: 233-236.
- Martínez, I. y J. P. Lumaret. 2006. Las prácticas agropecuarias y sus consecuencias en la entomofauna y el entorno ambiental. *Folia Entomológica Mexicana*, 45 (1): 57-68.
- Mcaleece, N. 2001. BioDiversity Professional. Version 7.0. <http://www.worldagroforestry.org/newwebsite/sites/rsu/resources/biodiversity/software/biodiversityprofessional.asp>. Consultada: 20/11/2009.

- Mittal, I. 1993. Natural manuring and soil conditioning by dung beetles. *Tropical Ecology*, 34: 150–159.
- Murgueitio, E., Cuartas, C. y J. F. Naranjo. (Eds) 2008. Ganadería del futuro: investigación para el desarrollo. Fundación CIPAV, Cali-Colombia. 489p.
- Murgueitio, E. y C. Giraldo, 2009. Sistemas silvopastoriles y control de parásitos. *Revista Carta Fedegan*, 115: 60-63.
- Navarrete-Heredia, J. L., Newton, A. F., Thayer, M. K., Ashe, D. S. y D. S. Chandler. 2002. Guía ilustrada para los géneros de Staphylinidae (Coleoptera) de México. Universidad de Guadalajara, México. 401p.
- Nichols, E., Spector, S., Louzada, J., Larsen, T., Amezcuita, S. & M.E. Favila. 2008. Ecological functions and ecosystem services provided by Scarabaeinae dung beetles. *Biological Conservation*, 141: 1461-1474.
- Sanabria, C., Armbrrecht, I. y C. Gutiérrez-Chacón. 2008. Diversidad de estafilínidos (Coleoptera: Staphylinidae) en cinco sistemas productivos de los Andes Colombianos. *Revista Colombiana de Entomología*, 34(2): 217-223.
- Steinfeld, H., Gerber, P., Wassenaar, T., Castel, V., Rosales, M. & C. De Haan. 2006. Livestock's Long Shadow: Environmental Issues and Options. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. 411p.
- Walsh, G. C. & M. Chani P. 2003. Abundance and seasonal distribution of predatory coprophilous Argentine rove beetles (Coleoptera: Staphylinidae) y their effects on dung breeding flies. *The Coleopterists Bulletin*, 57 (1): 43-50.
- Yokohama, K. & H. Kai. 1993. Distribution and flow of nitrogen in cow dung-soil system colonized by paracoprid dung beetles. *Edaphologia*, 50, 1-10.



46. EL AGAVE COMO ELEMENTO PARA LA RESTAURACIÓN DE PARCELAS AGRÍCOLAS ABANDONADAS, EN LA COMUNIDAD DE LA ESPERANZA, PUEBLA, MÉXICO

Laura Esther Márquez López¹, Christine Desiree Siebe Grabach²,
Leticia Merino Pérez³, Roberto Lindig Cisneros⁴

¹Facultad de Ciencias, UNAM, ²Instituto de Geología,
³Instituto de Investigaciones Sociales, UNAM, ⁴CIECO, UNAM
marquezalau@yahoo.com.mx

RESUMEN

El estudio se desarrolla en las tierras del grupo de agaveros de la comunidad de La Esperanza, en el estado de Puebla. Localizado al centro de la República Mexicana, estribaciones de la Sierra Madre Oriental. La agricultura en estas tierras se practica desde el año 2500 a.C. y se labra desde hace 470 años de manera intensiva. Los procesos de expansión de los terrenos agrícolas y la formación y ampliación de ejidos, ha dejado sin bosques a esta región, con una inadecuada utilización de los suelos, provocando su deterioro por erosión y disminuyendo la producción de cultivos. Actualmente el grupo de agaveros de La Esperanza tienen interés en restaurar los suelos de sus parcelas, mediante la siembra de *Agave salmiana* principalmente. El objetivo de la investigación, es aportar elementos sobre el uso de los agaves en la restauración de los suelos degradados por la agricultura. Mediante el análisis edafoecológico de las distintas parcelas que conformaron el estudio, se compararon las características de los suelos de parcelas que están protegidas por agave, con suelo de parcelas del mismo sitio que se encuentran abandonadas. De acuerdo a los resultados preliminares, los agaves mantienen una mayor humedad en donde se siembran, modifican levemente el pH del suelo y mejoran la densidad aparente entre otros beneficios. Los terrenos otorgados para trabajo agrícola sin considerar su vocación, geoforma, ni los cuidados que requieren, han provocado que sean abandonados debido a su baja productividad, aumentando con esto su deterioro.

Palabras clave: restauración, agaves, erosión, *Agave salmiana*.

INTRODUCCIÓN

La población actual de la comunidad de agaveros de La Esperanza, ya no sobrevive de la agricultura, debido a la baja productividad de sus parcelas, que luego son abandonadas, lo que las hace vulnerables a los agentes ambientales al no contar con una cobertura vegetal que las proteja. Algunas de las causas principales de la baja productividad, tiene que ver con el tipo de suelo y su vocación. La ubicación de las parcelas en la geoforma, es otro de los problemas que enfrentan los agricultores, al encontrarse muchos de sus terrenos en ladera, con diferente grado de pendiente. Esto facilita la pérdida de suelo, cuando se ha levantado la cosecha, debido a las lluvias y vientos del lugar. La forma de trabajar sus campos es otra de las causales que provoca la erosión de sus tierras, pues tienen por costumbre dejar el suelo de la parcela sin cobertura cuando ya han cosechado. Creen que es una buena práctica dejarlo sin ningún rastro de esquilmo, quedando el suelo desprotegido ante fenómenos meteorológicos. Los agricultores siembran el terreno en el sentido de la pendiente, lo cual facilita su erosión en la temporada de lluvias. El empleo de fertilizantes químicos en el sitio es otro de los problemas que sufren los suelos de este lugar, pues su aplicación es excesiva, su selección al azar y sin capacitación por parte de personal calificado. Los envases de estos productos son desechados en las mismas tierras, sin control alguno. La maquinaria empleada sin considerar la inclinación del terreno, es otro más de los inconvenientes que enfrentan los campos agrícolas debido a que su peso compacta al terreno.

El agave ha brindado desde los inicios de los grupos sedentarios, posibilidades amplias para la conservación del suelo, alimento, vestido, habitación, y medicina entre otros. Algunas de las bondades que esta planta proporciona a los suelos son conocidas desde la época precolombina. Lo que este trabajo pretende, es dar evidencia de que además de los beneficios conocidos, puede ayudar en la recuperación de los suelos que han sido severamente alterados por los usos agrícolas. La práctica de siembra de esta planta en las parcelas erosionadas, permitiría ganancias a los pobladores pues sus partes pueden ser vendidas al igual que el producto: el aguamiel. Ello representaría una ganancia mientras el suelo está en recuperación de tal manera que el agricultor al convertirse en agavero no pierde económicamente sino que, obtiene beneficios mientras sus parcelas recuperan su fertilidad.

El deterioro que sufren los ecosistemas debido a las formas de producción y tasas de extracción de recursos, tiene a su vez consecuencias sociales pues afecta la disponibilidad de recursos, agudizando problemas de pobreza y desigualdad. Las comunidades más afectadas son aquellas cuya subsistencia se basa principalmente en la agricultura y en la recolección (Sánchez *et al.* 2005). La importancia de la restauración del suelo la mayoría de veces es minimizada a pesar de que el suelo es un sistema multifuncional de gran importancia (Siebe *et al.* 1999, Sánchez *et al.* 2005).

La restauración de los ecosistemas presupone un reconocimiento específico de una problemática concreta sobre un territorio y la necesidad de actuar para revertir dificultades identificadas. Las acciones para la restauración implican una percepción de escasez, crisis o peligro por parte de por lo menos un actor (Merino 2008).

Los agaves que en otro tiempo se empleaban como cerca viva, se han ido eliminando de las prácticas agrícolas, restándole importancia a su labor tanto en la guarda de los cultivos como en la delimitación de parcelas, además de otros beneficios. En México, los agaves han tenido y tienen una gran importancia económica y cultural para numerosos pueblos indígenas y mestizos, que los han aprovechado durante siglos. El maguey fue junto con otras 70 plantas de las primeras en ser domesticadas por las tribus que se volvieron agricultoras desde los años 1500 a 1000 años a.C. (Manzanilla y López 2001, Rojas y Sanders 1985).

Los hábitats en los que se desarrollan, preferentemente oscilan entre los 1000 y 2000 msnm, aunque su rango de desarrollo va del nivel del mar a los 3400m de altitud. Habitan por igual planicies, pie de montaña y sitios escarpados y expuestos hasta paredes rocosas en barrancas de ríos. Los climas en los que se encuentran también son muy variables desde las zonas áridas y semiáridas pasando por bosques templados, bosque de encino y en menor proporción en bosque de coníferas y bosque mesófilo de montaña. El tipo de suelo en el que se desarrollan también es de origen diverso, desde los de origen ígneo, sedimentario y principalmente de calizas (García-Mendoza 2007).

EXPERIENCIAS CON EL AGAVE EN SUELOS

En las laderas fue común la construcción de metepantles en cuyos bordes se sembraba el maguey, cuya función principal era la de atrapar y conservar la humedad además de evitar el arrastre y pérdida del suelo. Podríamos decir entonces que los primeros elementos que nos indican un uso de estas plantas para la protección del suelo fueron las tribus prehispánicas (Clavijero, 1964 [1779-1781]¹ y Manzanilla y López, 2001). La construcción de terrazas es muy antigua, hay registros de ellas desde los años 1600 a 1200 A.C. y fueron empleadas tanto para habitar como para el cultivo. Esta práctica fue muy común sobre todo en la zonas centro de México, donde los terrenos que se tenían eran en zonas montañosas. Evidencia de ello es la intensificación que se hace de los agaves en los cultivos de tierras altas (2000 msnm en adelante) comparado con su uso en tierras bajas (a menos de 1000msnm) (Rojas y Sanders, 1985). Los agaves son plantas que tienen una gran facilidad para reproducirse y mantenerse (Manzanilla y López, 1994), lo cual facilita su empleo en los bordes de las terrazas pues al ser plantas xerófitas no requieren de riego o excesivos cuidados.

Las referencias de experiencias de restauración de suelos con uso de agaves son muy escasas, se tienen registros de experiencias en revegetación y reforestación con agaves, como es el caso de una comunidad del alto Mezquital en Hidalgo donde se inició la siembra de *Agave lechuguilla* con el fin de reforestar áreas alteradas del paisaje. Debido a que el Agave no interfiere con el establecimiento de otro tipo de cultivo, a mediano plazo los sitios deteriorados pueden recuperarse y ser posteriormente reutilizados (López *et al.* 2002).

Se han establecido parcelas de maíz intercaladas con maguey como una alternativa que permita retener suelo, actuando el Agave mezcalero (maguey verde) como cerco vivo. Los resultados de esta técnica mencionan que efectivamente la presencia del Agave permite la retención de suelo en lomeríos degradados empleados como parcelas de labor agrícola (Rodríguez *et al.* 2005).

Los agaves se han empleado de manera general como retenedores de suelo y como cercas vivas (López 2002, Zuria y Gates 2006). Otras investigaciones reportan el manejo de la asociación maíz-agave con resultados como: disminución de la velocidad y volumen de escurrimiento, incremento de la infiltración, intercepción del arrastre de suelo y hojarasca, control de la erosión y conservación de la humedad (Olvera *et al.* 2000).

En otro estudio el agave se emplea para la conservación de suelo en la zona de Guanajuato intercalando agaves de varias especies con árboles y pastos además de ganado ovino (Porrás 2002). Incorporando también técnicas de terraceo en pendientes pronunciadas además del agave. También se reporta la utilización de *A. salmiana ssp. Crassisipina* en San Luis Potosí para la

¹ Clavijero Francisco Javier, escribió la Storia antica de Messico en los años de 1779 terminando su obra en 1781.

conservación de suelos destinados al aprovechamiento mezcalero (Aguirre *et al.* 2001 en Porras 2002). La recomendación del Colegio de posgraduados es plantar magüeyes en los bordos de las terrazas para consolidarlas (Porras 2002).

MÉTODOS

La comunidad de La Esperanza se encuentra en el municipio de igual nombre, en el estado de Puebla, México. El estudio se lleva a cabo en las tierras del grupo de agaveros de la comunidad. El municipio está localizado en la zona centro-este del estado. Las coordenadas geográficas son: los paralelos 18° 49'42" y 18° 53'42" de latitud norte, y las de meridianos 97° 16'06" y 97° 29' 8" de longitud occidental. Sus colindancias son, al NW con el municipio de Chalchicomula de Sesma, al NE con el de Atzizintla, al W con Palmar de Bravo, S con Cañada Morelos y al E con el Estado de Veracruz (Gobierno del estado de Puebla, 2009).

Inicialmente se contactó y realizó una entrevista con los grupos de agaveros de 4 diferentes comunidades del municipio de Esperanza, para comentarles de forma breve los objetivos del estudio y los requerimientos del mismo, así como darles una idea general del producto final y los beneficios que obtendrían para su producción agrícola. Los requisitos que debían cubrir las parcelas para ser seleccionadas fueron: la buena disposición de los dueños de las tierras para poder trabajar en las mismas tomando muestras y haciendo las perforaciones para los perfiles. Las parcelas debían ser comparables en cuanto a exposición, pendiente, tipo de suelo y geoforma. Finalmente de las parcelas a comparar una debería tener sembrados agaves. En total se muestrearon 26 parcelas, 13 con agave y 13 sin la planta, las parcelas medían en promedio dos hectáreas.

Mediante el empleo de ortofotos se ubicó el área de estudio, identificando dónde se localizan las parcelas, las cuales, se encuentran en diferentes unidades geomorfológicas. Se realizaron barrenados en parcelas aledañas con el fin de saber si se trataba del mismo tipo de suelo, que en las parcelas a muestrear. Posteriormente se inicia a cavar el perfil. La profundidad del mismo varió dependiendo de las características del suelo. Se empleó la técnica para su análisis en campo descrita en el "Manual para la descripción y evaluación ecológica de suelos en campo" (Siebe *et al.* 2006).

Debido a que la raíz de los agaves no es muy profunda (aproximadamente 35 cm) y a que los cultivos también tienen una raíz poco profunda (aproximadamente 30 cm), se tomaron muestras de suelo hasta los 30 cm de profundidad, en las parcelas a estudiar, completando 1kg de muestra. Para lo cual se recorre la parcela en zig-zag y cada 30 pasos se toma una muestra con barreno (Anónimo 1978, Jackson 1964, Coraspe y Tejera, *sf*). Posteriormente se mezcla homogéneamente para obtener una muestra compuesta que será analizada en laboratorio determinando la cantidad de carbono y nitrógeno presentes para su posterior comparación (Anónimo 1978, Jackson 1964).

Se toman las muestras de las parcelas con agaves, cada 30 pasos caminando la parcela en zig-zag se toma una muestra del suelo a una distancia aproximada de 30 cm de la base y a 30 centímetros de profundidad que es donde se encuentra la raíz, obteniéndose 1 kg de muestra de la que posteriormente se obtiene la muestra compuesta como en el apartado anterior (Anónimo 1978).

Los análisis fisicoquímicos fueron: porcentaje de humedad por método gravimétrico (Porta *et al.* 1994), la determinación del pH por el método del potenciómetro (Jackson 1964), densidad aparente por el método gravimétrico (Porta *et al.* 1994). Para la determinación de carbono y nitrógeno totales, se analizaron las muestras utilizando un analizador elemental CNHS/O Perkin Elmer 2400 serie II, el carbono orgánico y materia orgánica se determinó por la NOM-021-RENAT. Los análisis se realizaron en el laboratorio de Edafología Ambiental del Instituto de Geología de la UNAM.

ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Los resultados de laboratorio de las muestras de suelo se analizaron utilizando la prueba de ANOVA de dos vías y el análisis de taxonomía numérica, con el paquete estadístico Minitab versión 15. El análisis de varianza se emplea para comparar varias medias poblacionales y establecer si existen diferencias entre los tratamientos, para ello se calcula el valor de F. Una vez obtenido este valor sabemos si hay diferencias entre los grupos pero no indica entre cuales, para lo cual se emplea la prueba de Tukey. Esta prueba se aplica para determinar entre que pares de grupos de datos hay una diferencia estadística significativa (Cervantes y Rivera 1993, Johnson 2000).

El análisis de conglomerados o cluster, es una técnica estadística multivariada que permite agrupar o formar conglomerados de entidades de estudios que más se asemejan entre sí, considerando todas las variables de estudio de manera conjunta (Catena 2003, Pérez 2004, Cervantes y Rivera 1993, Johnson 2000).

RESULTADOS

SUELOS

DISTRIBUCIÓN DE GEOFORMAS Y SUELOS EN EL PAISAJE

Las parcelas de los agaveros de La Esperanza se localizan en las geoformas de planicie a los lomeríos suaves y redondeados (Figura 1 a y b). Constituidos por rocas ígneas extrusivas, rocas sedimentarias y vulcano sedimentarias. Frecuentemente las unidades de terreno que las constituyen son: superficie cumbre, ladera; y los piedemontes se subdividen en piedemonte medio y piedemonte coluvial.

La planicie es de tipo aluvial. En el caso de La Esperanza los cauces de los ríos permanecen secos durante todo el año. Son casos excepcionales cuando llevan agua. Cuando esto sucede se pueden inundar las parcelas de la terraza fluvial que se encuentran al Este del pueblo, del otro lado de la autopista, debido a que la carretera obstruye el paso del río.

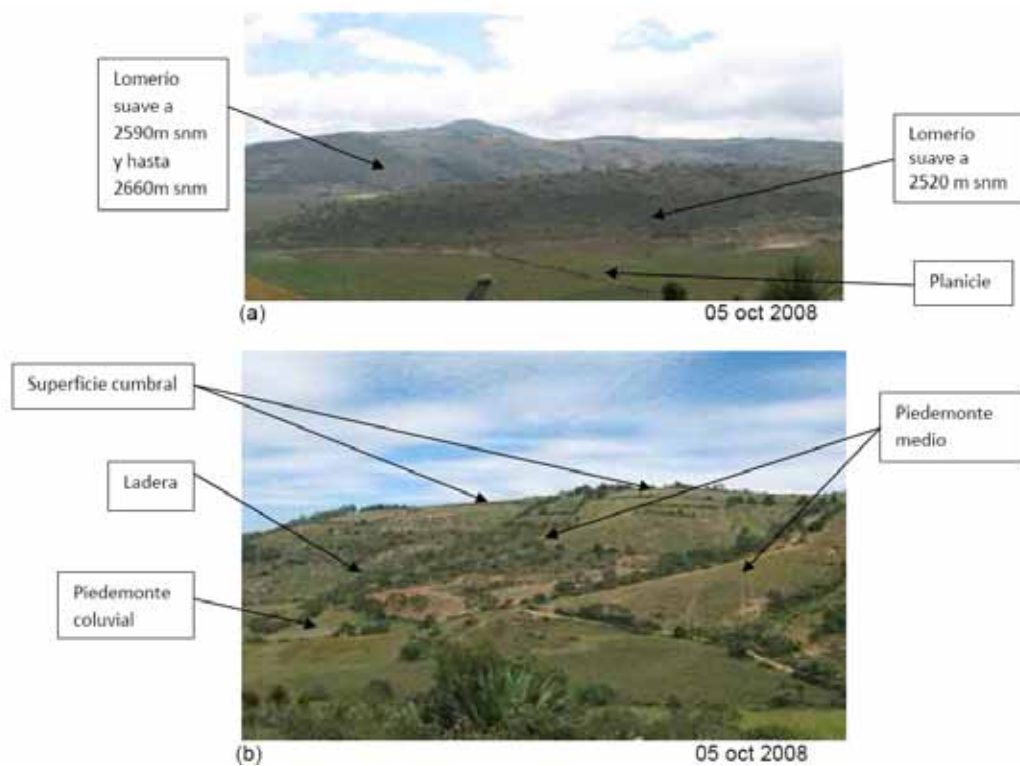


Figura 1. a y b. Diferentes geoformas donde se ubican las parcelas.

En los siguientes esquemas (Figuras 2, 3 y 4), se indica la posición de cada una de las parcelas en la geoforma, así como el tipo de suelo, inclinación, altura y exposición.

DIFERENCIAS EN LAS PROPIEDADES DEL SUELO ENTRE PARCELAS CON Y SIN AGAVE

Se evaluaron en suelos con agave sembrado y sin agave, las siguientes propiedades: humedad, pH, densidad aparente, materia orgánica, carbono total, carbono orgánico y nitrógeno total.

HUMEDAD

En las parcelas con agave es mayor la humedad que en aquellas que no tienen la planta. Las diferencias que se observan en la gráfica en cuanto a las cantidades de humedad en las parcelas con agave obedecen a la edad de éstas. A mayor edad del agave la

cobertura que tiene es mayor y sus hojas son más grandes capaces de captar mayor cantidad de líquido y al mismo tiempo evitar que los rayos solares evaporen el agua que acumula el suelo debajo de ellas. Es por ello que en la parcela 4 se observa un valor tan alto que sobresale de los demás y es debido a que, los agaves de esa parcela tienen más de 5 años.

Parcelas agrícolas y su ubicación en las geoformas

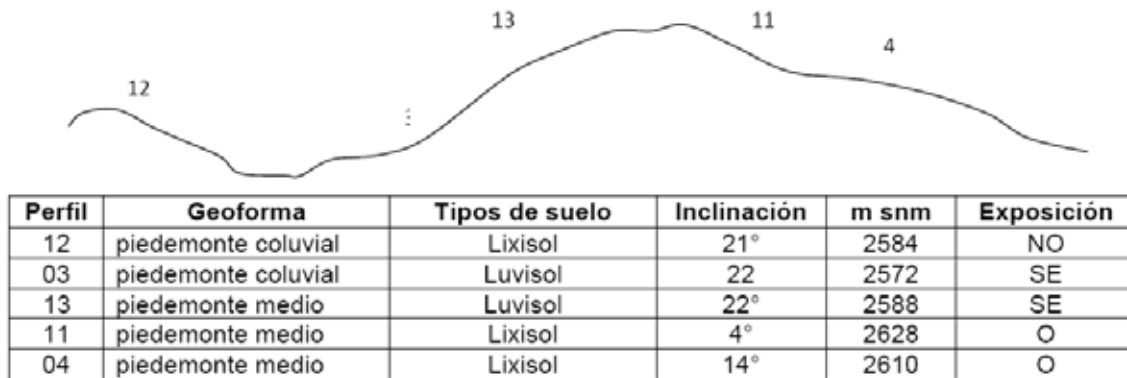


Figura 2. Esquema que muestra el número de perfil (12, 3, 13,11 y 4), la geoforma en la que se ubican. En forma de tabla se indica el tipo de suelo que poseen, la inclinación del terreno, los metros a los que se encuentran sobre el nivel del mar y la exposición con respecto a los puntos cardinales.

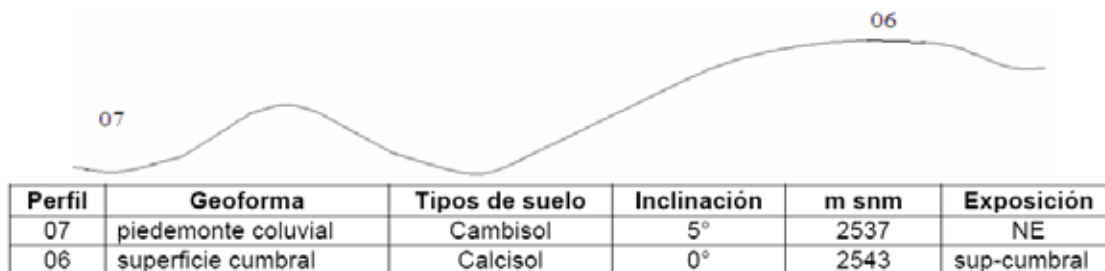


Figura 3. Esquema que muestra el número de perfil (6 y 7), la geoforma en la que se ubican, el tipo de suelo que poseen, la inclinación del terreno, los metros a los que se encuentra sobre el nivel del mar y su exposición con respecto a los puntos cardinales.

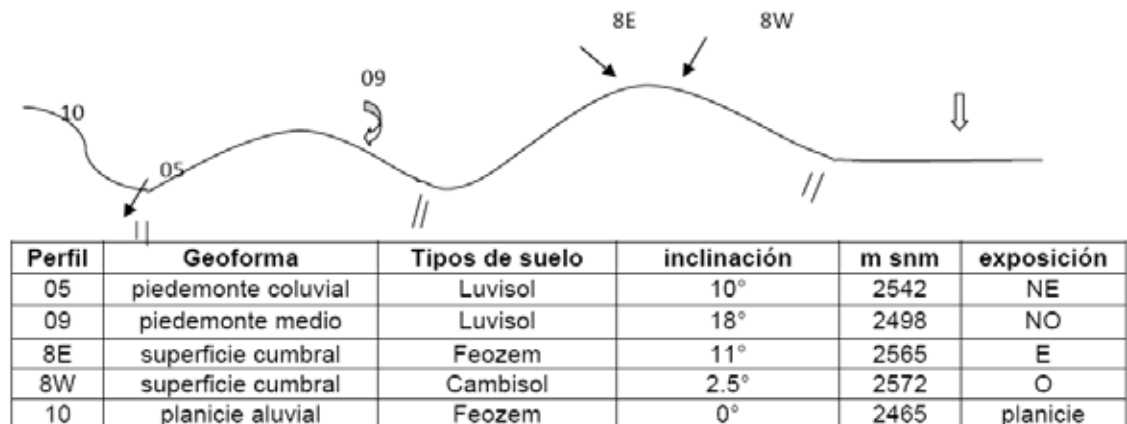


Figura 4. Esquema que muestra el número de perfil (8W, 8E, 10,9 y 5), y la geoforma en la que se ubican. En la tabla se indica el tipo de suelo que poseen, la inclinación del terreno, los metros a los que se encuentran sobre el nivel del mar y su exposición con respecto a los puntos cardinales.

pH

Las diferencias de pH, que se obtuvieron en las muestras compuestas entre las parcelas que tienen agave y aquellas que no lo tienen son poco notorias sin embargo, se observaron leves modificaciones al pH debido a la presencia de los agaves.

DENSIDAD APARENTE

En todos los suelos donde se encontró agave sembrado la densidad aparente se vio disminuida. Las diferencias en densidad aparente que destacan entre suelos con y sin agave están en relación con la edad de la planta, como es el caso de las parcelas 10 y 11 (agaves con más de 5 años). En la parcela 9 las diferencias en densidad aparente, apenas son notorias y esto es debido a que el suelo de esta parcela presenta una estructura masiva desde los 20 cm de profundidad, condiciones que no permiten el óptimo desarrollo de raíces, pero aún con esta limitante el agave se establece y logra alterar la barrera que supone la estructura de este suelo.

CARBONO TOTAL Y CARBONO ORGÁNICO

Los suelos que presentan agave sembrado presentaron un mayor porcentaje de estas variables con respecto a aquellos que no tienen la planta. El porcentaje se ve modificado en función de la edad del agave, debido a la cobertura que ofrece al suelo así como de la fauna y flora, que pueda encontrar en esta planta y su área de influencia, un lugar adecuado para su desarrollo.

NITRÓGENO TOTAL

El porcentaje de esta variable fue mayor en las parcelas que tienen agave sembrado en comparación con aquellas parcelas que no tienen la planta. La edad de las plantas de agave y la cobertura que ofrecen, es relevante en el porcentaje de nitrógeno que presenta el suelo.

ANÁLISIS ESTADÍSTICO

El uso de agave en las parcelas mostró diferencias significativas, en los porcentajes de carbono total del suelo. Para la variable ambiente con y sin agave, se obtienen diferencias significativas entre ambos ambientes ($F= 57.817$, $p= 1.761E-10$). En la interacción entre ambiente / tipo de suelo se encontraron diferencias significativas ($F= 1.761E-10$, $p=0.0061$). La variable tipo de suelo, también mostró diferencias significativas ($F= 2.5503$, $p= 0.0482$).

La presencia de agave en las parcelas, reveló diferencias significativas sobre los porcentajes de carbono orgánico del suelo. Para el ambiente c/s agaves, se obtuvieron diferencias significativas ($F= 94.5829$, $p= 3.67036E-14$). La interacción ambiente con / sin agaves y tipo de suelo mostró diferencias significativas ($F=13.2057$, $p=1.3279E-7$). La variable suelo no presentó diferencias significativas ($F=2.0887$, $p= 0.0934$).

La siembra de agave en las parcelas permite observar diferencias significativas en los porcentajes de materia orgánica en ambiente c/s agaves ($F=94.5765$, $p=3.6754E-14$). La interacción ambiente / tipo de suelo también mostró diferencias significativas ($F=13.1988$, $p=1.3302E-7$). En cuanto a la variable tipo de suelo no se presentaron diferencias que fueran significativas ($F=2.0888$, $p= 0.0934$).

Las parcelas con agave y sin agave sembrado, presentan diferencias significativas en la cantidad de Nitrógeno total ($F=60.5497$, $p=8.6084E-11$). En tanto a la interacción de ambientes con y sin agave / tipo de suelo, también presentan diferencias significativas ($F=6.8216$, $p= 0.000156$). En cuanto a los contrastes de nitrógeno total en los diferentes tipos de suelo no hubo diferencias que fueran significativas ($F=3.347$, $p=0.0156$).

El sembrar agave en las parcelas promueve diferencias significativas sobre la cantidad (%) de humedad, que encontramos en el suelo como se pudo comprobar para los ambientes con agave y sin agave sembrado, donde hubo diferencias significativas ($F=58.2226$, $p=1.5819E-10$). La interacción de ambiente con y sin agave / tipo de suelo mostró diferencias significativas ($F=1.2408$, $p=0.3044$). En cuanto a la diferencia de humedad en los diferentes tipos de suelo, no se presentaron diferencias significativas ($F=2.2148$, $p=0.780$).

Las parcelas que tienen agave sembrado mostraron diferencias significativas en el pH para la variable tipo de suelo ($F= 5.4355$, $p=0.0008403$). La interacción ambiente con y sin agave / tipo de suelo, también presentó diferencias significati-

vas ($F=10.5679$, $p=2.0074 \times 10^{-6}$). Para el ambiente con y sin agave con las diferencias presentadas no fueron significativas ($F=0.5607$ y $p=0.4568$).

La presencia de agave en las parcelas suscita diferencias sobre la densidad aparente, que encontramos en el suelo, se observaron diferencias significativas entre los ambientes con y sin agave ($F=32.3231$, $p=3.6114 \times 10^{-7}$). En la interacción ambiente con y sin agave / tipo de suelo, las diferencias fueron significativas ($F=5.1620$, $p=0.001327$). La variable suelo no mostró diferencias que fueran significativas ($F=1.4711$, $p=0.2222$). En la siguiente gráfica se observa los grupos que se forman (prueba de Tukey) para la interacción entre densidad aparente y parcelas con y sin agave.

DENDOGRAMA DE AGRUPACIÓN DE LAS PARCELAS CON BASE EN LAS VARIABLES EDÁFICAS

Finalmente se elaboró un análisis de conglomerados (Figura 5), que indica la similitud que se tiene entre las parcelas en función a las variables edáficas analizadas (humedad, pH, densidad aparente, materia orgánica, carbono total y orgánico y nitrógeno total). Se obtuvieron cinco grupos; el quinto grupo únicamente tiene un integrante, la parcela 4 con agave cuyo suelo es un Lixisol. Se distingue de todos los demás debido a la presencia de agave con más de 5 años y a que las lecturas de carbono total, carbono orgánico, materia orgánica, nitrógeno y humedad son las más altas de los dos grupos de suelos (con y sin agave).

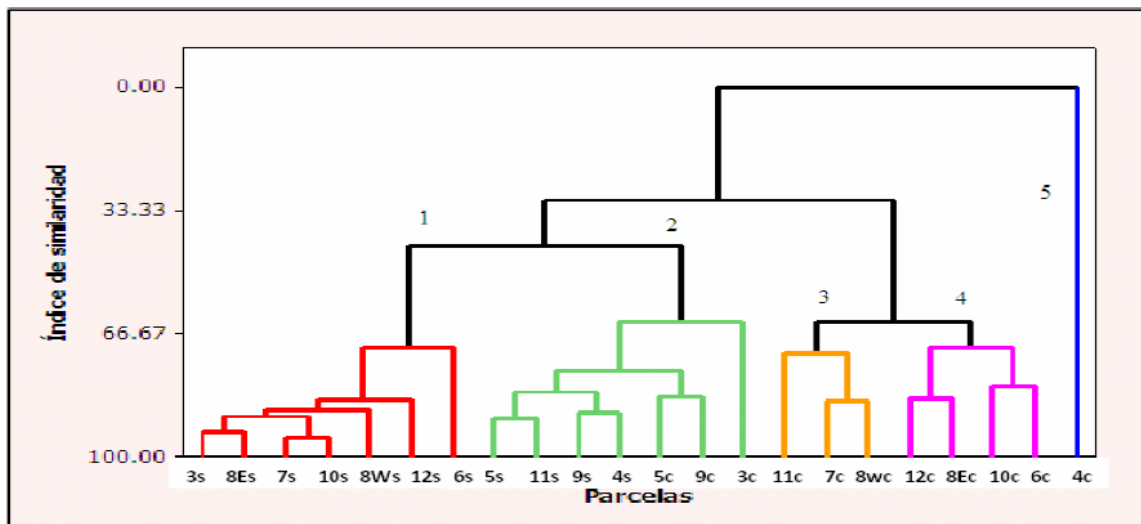


Figura 5. Gráfico que nos indica la formación de grupos con características compartidas entre parcelas, en función de las variables analizadas en los suelos (materia orgánica, carbono orgánico, carbono total, nitrógeno total, pH, densidad aparente, humedad).

El cuarto grupo corresponde a suelos con agave y en él están las parcelas con Feozems (8Ec, 10c) así como las parcela 6c (Calcisol) y 12c (Lixisol). El elemento que los agrupa es la cantidad de materia orgánica y el porcentaje de carbono total con valores muy semejantes entre los tipos de suelos.

El tercer grupo lo conforman suelos con agave, son las parcelas con Cambisol (7c y 8Wc) así como la 11c (Lixisol). Los agrupan las variables carbono total, carbono orgánico y materia orgánica, para las que comparten valores similares.

El segundo grupo es heterogéneo; está compuesto tanto por parcelas con agave y sin agave (5s, 11s, 9s, 4s, 5c, 9c, 3c). El elemento que los aglutina por un lado es el tipo de suelo, aquí se agruparon sólo Luvisoles(5,9,3) y Lixisoles (11,4) además de la densidad aparente con valores muy cercanos entre sí. El primer grupo se trata de suelos sin agave (3s, 8Es,7s, 10s,8ws, 12s, 6s) a este grupo lo une los valores muy semejantes en nitrógeno total muy bajo y la humedad, también baja.

AGAVE

Las especies de agave identificadas en la zona de estudio son tres: *Agave atrovirens*, *Agave mapisaga* y *Agave salmiana* (Dr. García-Mendoza comunicación personal). (Figuras 6, 7 y 8).



Figura 6. *Agave mapisaga* (4 oct 2008).



Figura 7. *Agave salmiana* (4 oct 2008).



Figura 8. *Agave atrovirens* (14 sep 2008).

Los beneficios de la siembra de agave son varios, en general todos son importantes para los campesinos, pero para el caso que nos ocupa que es la restauración de suelos, la importancia es muy alta.

Como se demostró en los análisis de suelos, los agaves guardan humedad en el suelo, lo que favorece a las plantas en una posible siembra entre surcos con agave. Estas plantas depositan materia orgánica a su alrededor al ir perdiendo las hojas más

viejas, lo que beneficia al suelo al aumentar la materia orgánica, también aumenta la porosidad del suelo y mejora su estructura. Esto a su vez, beneficia al suelo en la densidad aparente.

Dado que a mayor espacio poroso es mayor la aireación para la raíz y mayor la penetración del agua de lluvia. En aproximadamente diez años, estos suelos pueden verse lo suficientemente mejorados como para continuar la producción agrícola. En terrenos con agaves sembrados no puede emplearse maquinaria agrícola, evitando la compactación de los suelos que ocasiona el uso del tractor.

Esta aparente limitación no impide la siembra de otras plantas como puede ser el maíz, el frijol, la calabaza y otras de las plantas que acostumbran sembrar. En la región, el regreso al policultivo es una buena opción para los suelos de la zona, dado que la cubierta vegetal no sería eliminada como ahora se acostumbra, pues los agaves permanecerían creando, a pesar de la distancia en la que se encuentre sembrados, una protección contra la erosión. En las superficies cumbreles las parcelas necesitan contar con barreras rompevientos si es que se quiere tener productividad. Los vientos en estas zonas son muy fuertes y los lomeríos al carecer de árboles no limitan su paso, por lo que el agave debido a su forma y disposición de hojas, además del tamaño que alcanza, puede ser muy útil empleado tanto como barrera rompevientos y como planta nodriza. Los agaves también, como ya se sabe desde hace cuatro siglos, ayudan a retener el suelo. En la zona de la Esperanza, muchas de las parcelas de los agaveros están en laderas de diversa pendiente y debido a que no poseen cobertura vegetal, el suelo es arrastrado ladera abajo en los eventos de lluvia fuerte. La presencia de agaves permitirá detener la pérdida de suelo. Otro de los beneficios, es la posibilidad de que los agaves sembrados en las parcelas una vez llegado a su madurez sean atlachicados para la obtención de aguamiel o de pulque.

DISCUSIÓN

Al comparar la descripción y evaluación ecológica de los suelos de las distintas parcelas con la forma en la cual los agaveros caracterizan a sus terrenos, se observaron algunas similitudes. Los agaveros separan sus suelos de manera general en dos grandes grupos que son los “barriales” y las “arenas”. Los “barriales” equivalen a los suelos de tipo Luvisol y Lixisol, mientras que las “arenas” agrupan a suelos de texturas medias a medias gruesas y pedregosas, que yo clasifique como Cambisoles, Feozems y Calcisoles. No llegan a un análisis más fino dado que nunca habían observado las propiedades del suelo a mayor profundidad. Por otro lado los campesinos tienen conocimiento de que el peso de la maquinaria compacta a los suelos, al igual que la entrada de animales para trabajarlos.

Sin embargo no manifestaron que percibieran que los suelos se están degradando por erosión ni por pérdida de materia orgánica. Por otra parte el saberse poseedores del conocimiento ancestral y de que éste era válido, les hizo sentirse más seguros y fueron cada vez más participativos independientemente de no saber leer o escribir, pues vieron que no era necesario, ya que todo lo podían apreciar con sus sentidos.

Ellos no perciben qué tan vulnerables son sus suelos. Saben que unos permiten mejor cosecha, que otros, pero no logran entender que el suelo necesita cuidados para evitar su pérdida y que la lluvia, además del viento son elementos que la provocan. Esto a pesar de la presencia de cárcavas en los cerros y en la planicie en la zona de clima semi-seco templado, y del efecto de las lluvias torrenciales y los vientos fuertes que azotan las superficies cumbreles. Los agaveros analizaron el suelo del bosque de pinos que sus padres y abuelos reforestaron, vieron cómo se protege el mismo suelo con las acículas de los árboles y que esto permite que otros vegetales como los hongos se propaguen en el lugar. La mayoría de los agaveros siguen haciendo los surcos a favor de la pendiente pues dicen “cuando llueve fuerte, la lluvia se lleva la cosecha si no sembramos así”. Afortunadamente algunos analizaron la situación y sembraron sus agaves en contra de la pendiente.

Los agaveros no habían considerado al agave como una herramienta para mejorar sus tierras. Al aceptar la posibilidad de que los agaves pudieran restaurar sus suelos, quisieran ver resultados a corto plazo; es necesario concientizar más a la población de agaveros de que los procesos de recuperación de los suelos ocurren a mediano y largo plazo (varios años a décadas) con el fin de que no se decepciones y opten por abandonar los proyectos de restauración, al no ver los resultados ni las ganancias de manera inmediata. Exclusivamente la gente mayor de 80 años sabe que los agaves apoyan la conservación de la tierra debido a que sus abuelos se lo transmitieron y por ello dicen, se deben seguir conservando en la parcela las plantas. Hay quienes plantaron sus agaves, y además sembraron entre ellos dando una posibilidad a que estas plantas trabajen en el beneficio de sus suelos.

Los suelos de todas las parcelas presentan procesos de degradación en diferente medida dependiendo de la inclinación, el tipo de suelo, además de la práctica agrícola de dejarlas totalmente sin vegetación. Hay dos parcelas muy vulnerables: la parcela 12 que se encuentra en un piedemonte coluvial y que es un Lixisol, y tiene una pendiente fuerte (21°). El otro suelo es el de la parcela 10 (Feozem) de la planicie aluvial, la cual sufre inundaciones periódicas cuando hay grandes episodios de lluvia.

Los análisis fisicoquímicos de los suelos con y sin agave indican que la planta sí puede ser usada como un elemento para la restauración de suelos. Las razones se exponen a continuación:

El carbono en suelos puede encontrarse en forma orgánica o inorgánica y la suma de ambos es la que se denomina carbono total (Jackson 1964). El carbono total comparado en parcelas con y sin agave muestra diferencias significativas, lo cual es importante debido a que la presencia de agave permite fijar en suelo una mayor cantidad de carbono, el cual disminuye después de eliminar la cobertura natural. Considerando que las prácticas agrícolas dejan totalmente limpio el suelo, la presencia de agave impide que el carbono disminuya, protegiéndolo.

La pérdida de carbono orgánico en el suelo a partir del tipo de suelo que se incorpore a las actividades agrícolas intensivas va del 30 al 50% (Martínez *et al.* 2008).

En los resultados obtenidos sobre carbono orgánico en los suelos con siembra de agave en comparación de los que no lo poseen, se obtuvieron diferencias significativas, esto obedece a que el agave contribuye a incorporar materia orgánica al suelo conforme va tirando las hojas viejas que van quedando alrededor de la planta. Pero además el agave permite la presencia de otros organismos bajo su protección como la fauna edáfica, quienes también a su muerte pasan a formar parte del carbono orgánico del suelo. La presencia de carbono orgánico es importante para la agricultura pues está relacionada, con la cantidad de nutrientes y su disponibilidad en suelos. Lo anterior convierte al agave en un elemento importante para la captura de carbono en suelo.

La materia orgánica en los suelos con agave y sin agave muestra diferencias significativas en favor de la presencia de estas plantas. La materia orgánica está formada por residuos orgánicos de seres vivos que se encuentran en diferentes estados de descomposición (Rosell 1999 en Martínez *et al.* 2008). Estos microorganismos pueden estar en superficie o dentro de suelo. Junto con este material hay que considerar también a los microorganismos que permiten su transformación. La fracción lábil de esta materia orgánica es la que se encuentra disponible para las plantas como fuente de energía y por tanto beneficia a las plantas que se quieran cultivar, además de proporcionar estructura al suelo y permitir condiciones aeróbicas por aumentar la porosidad del mismo.

La densidad aparente en los suelos con agave es menor que en la de suelos sin agave y la diferencia encontrada fue significativa lo cual es congruente con el hecho de que en los suelos con agave se tiene mayor cantidad de materia orgánica y por tanto disminuye la densidad. Permitiendo un mejor crecimiento de raíces y por tanto de las siembras. El nitrógeno total encontrado en terreno con agave mostró diferencias significativas respecto a aquellos terrenos que no tienen la planta. Esto a pesar de que los agricultores tienen la costumbre de aplicar en cada cosecha nitrógeno a sus cultivos

Cabe señalar que al tener mejor aireación el suelo con agave debido a la presencia de materia orgánica, el proceso de nitrificación se acelera. Además esta misma porosidad del suelo le permite tener buen drenaje, indispensable para este proceso. Otro elemento que permite que haya mayor cantidad de nitrógeno en la tierra con agave es que para la nitrificación se requiere de una temperatura menor a los 30°C y por encima del punto de congelación (Varios, 1987), por tanto la presencia del agave al cubrir el suelo, contribuye a regular la temperatura ayudando a la nitrificación.

En cuanto a los resultados de pH no hay diferencias significativas entre los suelos con agave y sin agave; lo único observable es que el agave disminuye o aumenta levemente el pH según el tipo de suelo. Esto fue muy notorio en el caso del Calcisol donde el suelo presenta un pH de 8 y el suelo con agave lo disminuye hacia un pH de 7.

El elemento a considerar, es la edad del agave, pues los resultados muestran que mientras menor edad posee la planta la acidez en sus hojas es mayor y conforme la planta alcanza mayor edad la hoja es más alcalina. Para sustentar tal afirmación, se hicieron los análisis pertinentes a las pencas de los agaves, encontrándose lo ya expuesto.

La humedad de los suelos con agave presenta una diferencia significativa con respecto a aquellos suelos que no tienen la planta. Esto debido a varias razones: primero a que la planta puede captar mediante sus pencas mayor cantidad de agua de lluvia y conservarla bajo de ella, pues las pencas impiden el paso de luz al suelo debido a su disposición en forma helicoidal, lo cual impide su evaporación, manteniendo la humedad. Esta misma disposición, no permite que haya un flujo caulinar que arrastre suelo de debajo de la planta, pues el agua fluye lenta y por diversos puntos. Por otro lado las pencas están en sus bases acanaladas lo que permite guardar agua no sólo para su beneficio sino también para otros organismos que pueden beber de estos estancamientos. En cuanto más grande es la planta más área abarca y mayor humedad retiene al igual que suelo, en beneficio de las plantas que crecen a su alrededor.

CONCLUSIONES

La presencia de agave en suelo agrícola demostró que brinda diversos beneficios al suelo al proporcionar no solamente protección contra la erosión y su pérdida, sino también mejora las condiciones, al aportarle materia orgánica la cual repercute en una serie de beneficios tanto físicos como químicos para los suelos.

La presencia de esta planta en terrenos como los de La Esperanza en donde el riego no es una opción, brinda la posibilidad de que las plantas puedan tener mejor abastecimiento de agua, dado que mejora la capacidad de retención de humedad la cual es vital para su desarrollo.

Estas plantas evitan la erosión por escorrentía y al llegar a su etapa adulta funcionan como barreras rompedoras dando cobijo a las pequeñas plantas sobre todo en las etapas juveniles que son más vulnerables a las condiciones climáticas.

Los agaves debido a sus características pueden ser sembrados en terrenos con particularidades diferentes como son de suelo, insolación, pendiente, humedad, entre otras, con resultados positivos por su baja exigencia y los poco cuidados que requieren.

Las posibilidades de siembra del agave, en particular del *Agave salmiana* por la comunidad de agaveros de La Esperanza, reeditarán beneficios importantes a la restauración de sus suelos, entre otras servidumbres.

La siembra de agave permitirá que los suelos de La Esperanza no continúen en proceso de erosión por su abandono, debido a su baja productividad, al brindar protección al suelo.

Los agaves no sólo prestan servicios agrícolas de importancia, también brindan beneficios ecológicos, pues hay otros organismos que se ven beneficiados con su presencia, como es el caso de los camaleones presentes en el área, que a pesar de las condiciones climáticas tan poco favorables sobre todo con bajas temperaturas, en los agaves encuentran refugio y agua en las épocas de sequía.

LITERATURA CITADA

- Anónimo, 1978. Manual de fertilidad de los suelos, Foundation for Agronomic Research (FAR), el Potash & Phosphate Institute of Canadá (PPIC), Programa de diversificación Occidental (Canadá), Potash & Phosphate Institute (PPI), Canadá. p. 3-141
- Catena, A., 2003. Análisis Multivariado. Un Manual Para Investigadores, Ed. Biblioteca Nueva, España, 408 pp.
- Cervantes, S. A. y Rivera, G. P., 1993. "Estadística multivariado en biología (Apuntes, Curso)". Facultad de Estudios Superiores Zaragoza. Universidad Nacional Autónoma de México, 72 pp.
- Clavijero, F.J., 1964. Historia Antigua de México, Editorial Porrúa, México.
- Coraspe ,H. y Tejera, S. sf. Procedimiento para la toma de muestras de suelos [ref. 22 septiembre 2008]. Disponible en Web: <http://www.ceniap.gov.ve/publica/divulga/fd54/suelos.htm>
- García- Mendoza, A., 2007. Los Agaves de México, Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, 087:14-23
- Gobierno del estado de Puebla, 2009. Puebla y sus municipios. [ref. 23 de marzo del 2009]. Disponible en Web: <http://www.puebla.gob.mx>
- Jackson, M.L., 1964, Análisis químico de suelos, Ediciones Omega S.A. España. p. 17-79, 255-310.
- Johnson, D. E. 2000. Métodos multivariados aplicados al análisis de datos. Thompson Editores, México. 556 pp.
- López, G. et al. 2002. Programa de manejo integral de recursos, restauración y conservación de suelos en el Dexthi, Alto Mezquital, Hgo. [ref. 08 de agosto 2008]. Disponible en Web: http://www.fao.org/wssd/SARD/sard_gap/DOCs/RESC-PIL2002.DOC
- Manzanilla, L., López, L.L. 1994. Historia Antigua de México: El México antiguo, sus áreas culturales, los orígenes y el horizonte Preclásico, INAH-UNAM- Miguel Ángel Porrúa, México. I: 255-295

- Manzanilla, L., López, L.L. 2001. Historia Antigua de México III y IV, INAH-UNAM- Miguel Ángel Porrúa, México. Tomo IV: 14-54
- Martínez, E., Fuentes y P., Acevedo, E., 2008. Soil organic carbon and soil properties, J. Soil Sc. Plant Nutr. 8 (1): 68-96
- Merino, P.L. 2008. notas de clase del curso para Maestría en Ciencias Biológicas: Biología Ambiental I (módulo Sociedad), UNAM.
- Olvera, S., Wruck, S., Reyes, L. y Cortés, T. 2000. Modelos tipo y beneficios de las líneas vegetativas intermedias en suelos de ladera, X Congreso Nacional de Irrigación, ANEI, A.C., México. Artículo ANEI-S40008
- Pérez, C., 2004. Técnicas de análisis multivariante de datos, Pearson universitaria, España, 672 pp.
- Porta, C.J., López-Acevedo, R.M. y Roquero, L.C. 1994. Edafología para la Agricultura y el medio ambiente, Ediciones Mundi-Prensa, España. p. 1-703
- Porras, B. 2002. Los magueyes (*Agave spp.*) como alternativa de conservación de suelos en la sierra de Pénjamo, Guanajuato. Tesis, Universidad Autónoma de Chapingo, México.
- Rodríguez, H.R.; López, L.P. y Aragón, C.F. 2005. Chile de agua con duraznos y maíz con agave mezcalero, dos sistemas de cultivo alternativos para laderas degradadas en Oaxaca, México (en línea). Cuba. ISBN 959-250-156-4
- Rojas, R.T. y Sanders, T.W. 1985, Historia de la agricultura Época prehispánica siglo XVI, Colección Biblioteca INHA, México. Tomo I: 233-236
- Sánchez, O., Peters, E., Márquez, R., Vega, E., Portales, G., Valdez, M., Azuara, D. (eds), 2005. Temas sobre Restauración Ecológica, Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto de Ecología, U.S.Fish and Wildlife Service y Unidos para la Conservación, A.C., México.
- Siebe, Ch., Rodarte, H.C., Toledo, G., Etchevers, J.D. y Oleschko, K., (Editores) (1999). Conservación y Restauración de Suelos. Programa Universitario de Medio Ambiente, Universidad Nacional Autónoma de México. p. 252-267
- Siebe, Ch., Jahn, R., Stahr, K. 2006. Manual para la descripción y evaluación ecológica de suelos en el campo. Instituto de Geología, U.N.A.M., Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung, Universidad de Halle, Alemania, Institut für Bodenkunde und Standortlehre, Universidad de Hohenheim, Alemania, México.
- Varios. 1987. Todo México. Siglo XXI. 13ª edición México. p. 137-218
- Zuria, I. y Gates, E.J. 2006. Vegetated field margins in México: Their history, structure and function, and management, Human Ecology, Vol. 34, No.1 p. 53-72.



47. SÍNTESIS SIMPOSIO SOBRE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA Y AGROECOSISTEMAS

Liz Alejandra Avila Rodríguez

Biologa Universidad Nacional de Colombia, laavilar@unal.edu.co

Laura Franco Gámez

Biologa Universidad Nacional de Colombia, lgfrancog@unal.edu.co

INTRODUCCIÓN

Los agroecosistemas son el resultado de una interacción compleja entre procesos sociales, culturales, políticos, económicos, biológicos y ambientales, por tal razón, son propios de cada zona y momento. Son unidades de producción con una organización socioeconómica y cultural propia, y emplean altos o bajos niveles de tecnología dependiendo de la disponibilidad de tierra, capital y trabajo (Hart 1985, Prager *et al.* 2002). Con base en los niveles de producción y la cantidad de insumos requeridos, los agroecosistemas pueden subdividirse en dos clases: los agroecosistemas de subsistencia tradicionales y los agroecosistemas comerciales industrializados. Los sistemas agrícolas tradicionales se caracterizan por ser de bajo impacto, presentar una alta diversidad y ser muy eficientes en términos energéticos ya que requieren pocos insumos externos. Estos fueron diseñados por los pobladores locales y son el resultado de siglos de aprendizaje y acoplamiento a las condiciones ambientales particulares de la zona a la que pertenece el ecosistema (Prager *et al.* 2002). Por otro lado, los sistemas agrícolas industrializados se caracterizan por ser de alto impacto, tender a la homogenización y ser poco eficientes. Estos agroecosistemas nacen de la necesidad aumentar los niveles de producción para alimentar a la población creciente pero su sostenibilidad es limitada debido al uso ineficiente de los recursos (Pimentel *et al.* 1999). En las zonas ecuatoriales, el paso de sistemas de producción tradicionales a sistemas de producción industrializados, causó un gran deterioro ambiental y actualmente representa un peligro para la biodiversidad y conectividad ecológica de los paisajes fragmentados (Perfecto & Vandermeer 2008).

En este trabajo se resumen varias iniciativas de restauración ecológica destinadas a devolver a los agroecosistemas su papel como un elemento de integración social, cultural y ambiental, trabajando desde la escala predial hasta la regional (Figura 1). La restauración ecológica en agroecosistemas permite la recuperación de zonas de conservación dentro de la finca (ej. las márgenes de las quebradas). La restauración de agroecosistemas incluye los casos en los que el ecosistema de referencia es un agroecosistema y abarca procesos de rehabilitación y reconversión productiva. A escala regional, la restauración ecológica a través de agroecosistemas es el resultado final del trabajo en las escalas anteriores y garantizará la conectividad de las áreas de conservación.

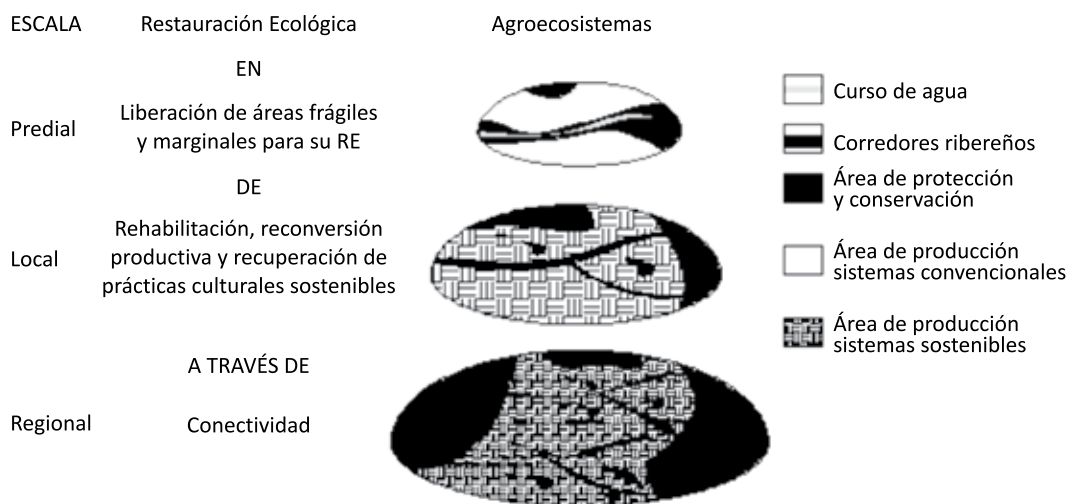


Figura 1. Las actividades de restauración ecológica en agroecosistemas abarcan varias escalas, desde la predial hasta la regional. Pequeñas acciones locales generan grandes beneficios a nivel regional como la conectividad ecológica y la preservación de servicios ambientales claves para los sistemas de producción.

RESTAURACIÓN ECOLÓGICA Y AGROECOSISTEMAS

El trabajo presentado en el simposio por Arango y Galindo (2009), aborda acertadamente las relaciones entre restauración ecológica y agroecosistemas. Los autores presentan una herramienta para trabajar desde una escala predial, siendo la participación comunitaria un factor clave que permite la reconciliación de los deseos del campesino y los objetivos de la restauración ecológica. El proyecto plantea un acercamiento a las comunidades ubicadas en áreas de conflicto de uso del suelo, con el fin de generar procesos de ordenamiento territorial. En este contexto se recopilan varias metodologías en una herramienta de Planificación Predial Participativa, acompañada de aplicativos para la captura de información y la generación de planes prediales.

La planificación se define como un proceso participativo, encaminado a definir los cambios en el uso del suelo y en el manejo de los recursos que son necesarios para lograr la sostenibilidad y la generación de bienes y servicios ambientales. Este proceso se basa en el análisis de la situación social y ambiental histórica, la actual y las expectativas de los productores. Incluye las actividades de reconversión productiva, rehabilitación y restauración ecológica que son deseables en el predio con base en un análisis del contexto paisajístico.

La planificación predial es una herramienta metodológica basada en la educación y sensibilización ambiental que aporta al ordenamiento territorial, genera ingresos y empleos rurales, a través de la producción de bienes primarios y servicios ambientales, y fortalece la seguridad alimentaria local. Esta herramienta se ha empleado en Nicaragua, México, Panamá y en Colombia en los departamentos de Antioquia, Caldas, Valle de Cauca, Boyacá, Cundinamarca, Quindío, Cauca y Caquetá.

RESTAURACIÓN EN AGROECOSISTEMAS

Uno de los objetos de la herramienta participativa predial es liberar las áreas frágiles, marginales y estratégicas (cabeceras y áreas de captación, corredores ribereños y terrenos de alta pendiente), para la restauración ecológica de bosques y humedales (Arango y Galindo 2009). Un ejemplo presentado en el simposio fue la propuesta de destinar las áreas relacionadas con el drenaje natural, para su restauración a través de terrazas escalonadas de guadua e higuerón, dentro del proceso de rehabilitación ecológica de un depósito de borra de café en Bugalagrande, Valle del Cauca (Sinisterra *et al.* 2009). Otro ejemplo de liberación de zonas para conservación, se presenta en una finca ganadera ubicada en Montenegro-Quindío donde se delimitó un área de conservación de tres metros a ambos lados de una quebrada, consolidando un corredor ribereño. La estrategia de restauración consistió en la eliminación del disturbio de pastoreo, observándose una recuperación de las características bióticas y abióticas de la quebrada. En este mismo municipio, Salas y Barrera (2009), en un área de potrero iniciaron un proceso de sucesión asistida en áreas afectadas por pastoreo extensivo. La conclusión general fue que suprimir el disturbio de pastoreo junto con la generación de doseles de especies de rápido crecimiento, acelera la sucesión en potreros. Estas experiencias demuestran que la restauración ecológica dentro de agroecosistemas es una actividad fundamental para garantizar servicios ambientales claves para el ciclo productivo de la finca y de los ecosistemas naturales circundantes.

La restauración ecológica en agroecosistemas es una labor a realizar en la mayoría de las áreas productivas del país. Como lo demuestran las ponencias del simposio, la restauración de áreas frágiles, marginales y estratégicas de sistemas productivos comienza con la decisión de destinar dichas zonas para la conservación, y la complejidad de la estrategia de restauración, dependerá del grado de deterioro del ecosistema (Sinisterra *et al.* 2009, Salas y Barrera 2009). Es importante entender que el ceder estas áreas no significa una reducción en la productividad económica del sistema, sino que por el contrario se garantizan los bienes y servicios ambientales y la sostenibilidad de la producción en la finca.

REHABILITACIÓN Y RECONVERSIÓN PRODUCTIVA: DE ÁREAS DEGRADADAS HACIA AGROECOSISTEMAS SUSTENTABLES

REHABILITACIÓN Y CONSERVACIÓN DE SUELOS

En el simposio se presentaron algunas investigaciones encaminadas a la rehabilitación de suelos degradados. Márquez-López *et al.* (2009) presentaron un proyecto de restauración de suelos agrícolas degradados en la comunidad de La Esperanza (Puebla, México). La historia de uso de estas tierras se remonta a 4000 años atrás, e incluye los cambios en el laboreo desde el uictli (herramienta indígena para arar y sembrar), pasando por la tracción animal y llegando a la actual maquinaria agrícola. Los autores optaron por una estrategia de manejo basada en la siembra de *Agave* sp. para detener el proceso de degradación del suelo y además lograr una alternativa de generación de ingresos. El agave demostró ser una herramienta importante en la restauración

de suelos ya que funciona como barrera rompevientos, retiene la humedad, captura carbono, aporta materia orgánica, evita la pérdida de suelo, mantiene constante su temperatura, evita la erosión y disminuye la densidad aparente. Además, es hábitat para especies animales, crea microambientes y tiene un efecto nodriza. También brinda beneficios económicos derivados de la venta de las pencas, la producción de pulque, mezcal e hijuelos y sirve como cerca viva para delimitar predios.

El trabajo de Angulo *et al.* (2009) se ubica en suelos agrícolas degradados en el Estado Falcón al noroeste de Venezuela. La degradación en esta zona, es producto del uso de sistemas agrícolas inapropiados, condiciones agroclimáticas particulares, aceleración e intensificación de procesos naturales e introducción de sistemas de riego localizados de alta frecuencia (sin eliminación de sales), que causan problemas de salinización en el suelo y en el agua, debido al uso indebido de fertilizantes y la sobreexplotación de los acuíferos. Cuando los rendimientos disminuyen, las unidades de producción son abandonadas dejando atrás las tierras degradadas. Con base en la evaluación de registros históricos de condiciones edáficas, los autores recomiendan un cambio en el sistema de riego (Ej. riego por goteo) y la selección de cultivos tolerantes a la salinidad como la remolacha (*Beta vulgaris*), el algodón (*Gossypium hirsutum L.*), el sorgo (*Sorghum bicolor L.*) y la soya (*Glycine max L.*). En relación a esta experiencia, Colombia tiene aproximadamente 6 millones de hectáreas con potencial de riego, sin embargo solo cuenta con 8 mil hectáreas regadas, no obstante la instalación de riego-drenaje, se debe analizar la calidad del agua, la calidad y productividad de las tierras y contemplar el monitoreo periódico con el fin de asegurar la sostenibilidad de los sistemas productivos (Malagón 2002).

Sinisterra *et al.* (2009) presenta una investigación que busca la rehabilitación ecológica de un depósito de borra de café en Bugalagrande, Valle del Cauca. El sector exhibía una pérdida casi completa de coberturas vegetales arbóreas y arbustivas. Presentaba potreros degradados con mínima oferta alimenticia. El suelo se encontraba altamente compactado, con erosión laminar, en surcos y en cárcavas. Parte de la zona estaba destinada al depósito de borra de café; un subproducto ácido derivado de la extracción de los compuestos solubles del grano. Las estrategias propuestas para la rehabilitación de este sector incluyeron: Cerramiento del terreno con cercas vivas de Matarratón (*Gliricidia sepium*), piñuela y cactáceas y barreras con plantas piroresistentes (Piñuela, Magüey y Catáceas); estabilización del terreno con estructuras biomecánicas y plantas sembradas en alta densidad y restablecimiento de vegetación pionera sobre depósitos de borra. Este trabajo desarrolló técnicas innovadoras para la rehabilitación de suelos erosionados, estas son: Disipadores vivos con cactáceas que reducen la velocidad del agua, capturan sedimentos y favorecen la formación de núcleos de vegetación y trinchos vivos con estacas de higuerón (*Ficus sp.*) y estructura de guadua. El control adecuado de las aguas de escorrentía y la siembra de plantas en alta densidad lograron una estabilización rápida del terreno.

Las anteriores investigaciones evidencian el efecto de prácticas agropecuarias inadecuadas sobre el suelo. Estas malas prácticas conducen a condiciones de improductividad críticas y al posterior abandono de las unidades de producción. Los autores presentan alternativas para la rehabilitación de estos suelos usando especies claves y técnicas de siembra innovadoras junto con cambios en los modelos de producción.

SISTEMAS AGROFORESTALES

Giraldo *et al.* (2009a), presentaron en el simposio los resultados de investigaciones realizadas en sistemas silvopastoriles en Cesar y Quindío. Encontraron que los sistemas silvopastoriles integrados (SSPI) permiten la rehabilitación de tierras ganaderas en proceso de desertificación. Los SSPI permiten la recuperación de la biodiversidad funcional (organismos parasitoides, descomponedores y depredadores) que ejercen un control biológico regulando las poblaciones de plagas, moscas y parásitos gastrointestinales de los animales. Esto trae beneficios económicos porque reduce los costos por desparasitación interna y externa. Además la presencia de otro estrato de forrajeo incrementa el área de pastoreo. La rehabilitación de tierras degradadas con SSPI permite una rápida recuperación de la biodiversidad funcional y se convierte en una importante alternativa para recuperar la capacidad productiva y las funciones ecológicas en fincas ganaderas.

El proyecto “Enfoques silvopastoriles integrados para el manejo de ecosistemas”, que se lleva a cabo en Colombia, Costa Rica y Nicaragua, demuestra que las fincas ganaderas que combinan diferentes tipos de sistemas silvopastoriles y fragmentos de bosque nativo, poseen una considerable riqueza biológica (Murgueitio *et al.* 2006). En nuestro país, el proyecto se localiza en la cuenca media del río La Vieja (Quindío y Valle del Cauca) y contribuyó a la rehabilitación ecológica de 3700 hectáreas.

La fundación CIPAV es líder en investigaciones encaminadas a la implementación y mejora de sistemas agroforestales para la producción animal sostenible y el manejo de la agrodiversidad de la finca (Espinell y Osorio 1997, Murgueitio y Ríos 2001, Murgueitio 2004, Calle 2004, Ramírez *et al.* 2005, Leterme *et al.* 2007). La fundación lidera las investigaciones para lograr la reconversión social y ambiental de la ganadería, haciendo énfasis en el uso de sistemas agroforestales pecuarios, que se basan en los mismos principios ecológicos generales pero varían dependiendo de las condiciones específicas de cada agroecosistema

(Murgueitio & Preston 1992, Rosales *et al* 2003). Sus investigaciones reúnen información valiosa acerca de los árboles y arbustos forrajeros que pueden ser utilizados en la alimentación animal como fuente proteica (Espinel y Osorio 1997).

RESTAURACIÓN DE AGROECOSISTEMAS

El trabajo de Márquez *et al.* (2009), se desarrolla en una región cuya historia de uso se remonta a las culturas prehispánicas, por esta razón el ecosistema de referencia en un proceso de restauración, no puede ser un ecosistema natural sino un ecosistema cultural. A través de su revisión estos autores identificaron una de las prácticas culturales, la construcción de metepantles en las laderas en cuyos bordes se sembraba el maguey (*Agave* sp.), cuya función principal era atrapar y conservar la humedad y evitar el arrastre y pérdida del suelo. La estrategia de restauración de suelos agrícolas degradados, implementada por estos investigadores, se basó en la siembra de *Agave* sp. siendo esta una técnica exitosa, que parte de la recuperación de las prácticas agrícolas sostenibles.

El rescate del conocimiento y el diálogo de saberes son piezas claves para lograr recuperar parte de la diversidad cultural y biológica que casi desaparece al tratar de ajustar los sistemas agrícolas ecuatoriales, a los modelos de producción de zonas templadas (Calle 1994). Esta herencia agrícola tuvo relativamente poca importancia en las ciencias agronómicas formales debido a los prejuicios y a la instauración de los principios de la agricultura industrializada, que sacrifica la productividad a largo plazo para obtener altos rendimientos a corto plazo (Prager *et al* 2002). Wood & Lenne (1997) argumentan que aunque son considerables las ventajas que se derivan de la conservación de los sistemas agrícolas sostenibles, la investigación formal agrícola es esencial para suplir las necesidades de la población. El sector agropecuario enfrenta una doble responsabilidad: de un lado, debe garantizar la alimentación para una población creciente y cada vez más concentrada en los núcleos urbanos y del otro, debe contribuir a la conservación de los atributos y funciones de los agroecosistemas (Moreno y Bustamante 2006).

RESTAURACIÓN A TRAVÉS DE AGROECOSISTEMAS (CONECTIVIDAD)

La estrategia de manejo es la que determina el papel del agroecosistema dentro del paisaje. Por ejemplo, los paisajes ganaderos manejados en forma adecuada, son un refugio importante para la biodiversidad y pueden ser una herramienta de conectividad entre áreas de conservación (Espinel *et al.* 2003, Galindo *et al.* 2003, Murgueitio *et al.* 2006, Giraldo *et al.* 2009b). Para conservar e incluso aumentar la biodiversidad en paisajes ganaderos, Murgueitio *et al.* (2006) proponen estrategias simples como: conservar relictos o árboles, sembrar cercos vivos y árboles en potreros, reducir el uso de herbicidas e insecticidas, eliminar las quemadas y conservar siempre el suelo de la finca bajo algún tipo de cobertura vegetal.

Otro ejemplo de la importancia del manejo de los paisajes rurales como herramientas de conectividad, lo presenta el corredor Barbas-Bremem ubicado entre los municipios de Pereira (Risaralda) y Filandia (Quindío) (Lozano-Zambrano *et al.* 2006). Los autores hacen énfasis en el manejo de las áreas transformadas, en este caso sistemas ganaderos, para la conservación de la biodiversidad remanente representada por dos grandes fragmentos de bosque: el cañón del Río Barbas y la Reserva Forestal de Bremen. Hasta el momento, la estrategia de manejo del paisaje rural permitió restituir parcialmente la conexión de estos dos parches de bosque.

COMENTARIOS FINALES DEL SIMPOSIO

Para los participantes del simposio, el factor clave de éxito de la restauración ecológica en, de y a través de los agroecosistemas es la participación comunitaria. La capacidad para interpretar los sueños, necesidades, aspiraciones, experiencias, saberes de las comunidades y la audacia para hacer la pregunta correcta, son herramientas fundamentales. La identificación de la degradación de los ecosistemas como un problema, por parte de la comunidad, es un primer paso y la transmisión horizontal a través de experiencias pilotos, en procesos sinceros, es una metodología más contundente que proyectos a gran escala.

LITERATURA CITADA

- Angulo, D., Morales, F., Infante, C., Palacios, M. y A. Oliveros. Presentación simposio agroecosistemas I Congreso Colombiano de Restauración Ecológica. Bogotá. 2009. *Salinización de suelos agrícolas y alternativas de manejo*, Edo. Falcón – Venezuela. Fundación de Investigación y Desarrollo de la Universidad Simón Bolívar (FUNINDES USB).
- Arango, H. y V. Galindo. Presentación simposio agroecosistemas I Congreso Colombiano de Restauración Ecológica. Bogotá. 2009. Aplicabilidad de una herramienta de planificación predial participativa a la restauración ecológica en fincas. Fun-

- dación Centro para la Investigación en Sistemas Sostenibles de Producción Agropecuaria – CIPAV. Área de Restauración Ecológica.
- Calle, Z. 1994. Diversidad biológica y diálogo de saberes. Fundación CIPAV. Vol. 1, 142p. Colombia.
- Calle, Z. 2004. Una ganadería rentable y amiga de la naturaleza. Fundación CIPAV. Cali, Colombia. 72p.
- Espinel, R. y H. Osorio de la Cruz. 1997. Árboles y arbustos forrajeros utilizados en la alimentación animal como fuente proteica. Fundación CIPAV. Vol. 1. 147p. Colombia.
- Espinel, R., Esquivel, M. J. y V. Galindo. 2003. Potreros arborizados en la serranía de los Paraguas. Fundación CIPAV. Vol. 1 24p. Colombia.
- Galindo, W. F., Camargo, J. C., Sánchez, M. y M. C. Villegas. 2003. Zona Amortiguadora del Parque Nacional los Nevados Ganadería Sostenible y Corredores Biológicos. Fundación CIPAV. Vol. 1 26p. Colombia.
- Giraldo, C., J. Chará, Z. Calle y E. Murgueiti. 2009a. Recuperación de funciones ecológicas en fincas ganaderas con sistemas silvopastoriles intensivos, mediada por insectos parasitoides, depredadores y descomponedores, Fundación CIPAV. En: *este libro*. Simposio Agroecosistemas. I Congreso Colombiano de Restauración Ecológica, II Simposio de Experiencias en Restauración. Bogotá, 27-31 de Julio. Bogotá, Colombia.
- Giraldo, L., J. Chará, M. Zúñiga, G. Pedraza y A. Chará-Serna. 2009b. Efectos de los corredores ribereños sobre características bióticas y abióticas de quebradas ganaderas en la cuenca del río La Vieja, Colombia. En: *este libro*. I Congreso Colombiano de Restauración Ecológica, II Simposio de Experiencias en Restauración. Bogotá, 27-31 de Julio. Bogotá, Colombia.
- Hart, R. H. 1985. Conceptos básicos sobre agroecosistemas. Serie materiales de enseñanza No. 1. Centro Agronómico tropical de investigación y enseñanza. Turrialba, Costa Rica.
- Leterme, P., Buldgen A., Murgueitio E. & C. Cuartas (eds.). 2007. Fodder Banks For Sustainable Pig Production Systems. CIPAV foundation. Cali, Colombia. 208 p.
- Lozano-Zambrano, F., Vargas, A. M., Vargas, W., Jiménez, E., Mendoza, J. E., Caycedo-Rosales, P., Aristizábal, S. L., Ramírez, D. P., Murillo, X. y C. I. Ríos. 2006. Modelo de manejo sostenible de paisajes rurales para la conservación de la biodiversidad en la región andina colombiana. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos, Alexander von Humboldt. Informe Técnico. Disponible en: http://filandia-quindio.gov.co/apc-aa-files/34373838333435393431666366353030/Conservaci_n_y_uso_sostenible_de_la_biodiversidad_en_los_andes_Colombianos.pdf, 18 de Agosto de 2010.
- Malagón, D. 2002. Los suelos de Colombia. Boletín de la sociedad geográfica de Colombia (Revista de la academia de ciencias geográficas) Vol 46 No. 135 Cap. 2. Versión electrónica en la URL: <http://www.sogeocol.edu.co/documentos/05loss.pdf> [F. consulta: 20101129] Dirección revista: <http://www.sogeocol.edu.co/boletin.htm>.
- Márquez-López, L., Siebe, C., Merino, L. y R. Lindig. Presentación simposio agroecosistemas I Congreso Colombiano de Restauración Ecológica. Bogotá. 2009. El agave como elemento para la restauración de parcelas agrícolas abandonadas, en la comunidad de la esperanza, puebla)
- Moreno, F. V. y C. Bustamante. 2006. Ciencia y tecnología ganadera. El manejo ambiental como componentes de las BPA-G. Carta Ganadera. Edición 95 pag 54-55.
- Murgueitio E. & T. Preston. 1992. Strategy for sustainable livestock production in the tropics. Claridad L.t.d.a. Vol. 1, 89p. Colombia.
- Murgueitio, E. y C. I. Ríos. 2001. Huertos para la seguridad alimentaria humana y animal. Fundación CIPAV. Vol. 1, 18p. Colombia.
- Murgueitio, R., E. 2004. Sistemas silvopastoriles: establecimiento y manejo. CIPAV. Cali, Colombia. 168 p.
- Murgueitio, R., Cuartas, C., Fajardo, D., Calle, Z., Piedrahita, L., Naranjo, J. F. y M. Pérez. 2006. Consejos prácticos sobre los recursos naturales: Biodiversidad asociada a paisajes ganaderos. Carta Ganadera (FEDEGAN). Edición 97, Pag 66-67.

- Perfecto, I. & J. Vandermeer. 2008. Biodiversity Conservation in Tropical Agroecosystems: A New Conservation Paradigm. *Ann. N.Y. Acad. Sci.* 1134: 173–200.
- Pimentel, D., Pimentel, M. & M. Karpenstein-Machan, 1999. Energy use in agriculture: an overview. *Disponible en: CIGR Electronic Journal*, <http://www.cigrjournal.org/index.php/Ejournal/article/viewFile/1044/1037>
- Prager, M., Restrepo, J. M., Ángel, D. I., Malagón, R. y A. Zamorano. 2002. Agroecología: Una disciplina para el estudio y desarrollo de sistemas sostenibles de producción agropecuaria. Universidad Nacional de Colombia-Sede Palmira. Palmira, Colombia.
- Ramírez, B., Guayara, A. y J. Gamaliel. 2005. Metodologías participativas para la conformación de una red silvopastoril de productores en tres municipios del piedemonte amazónico colombiano. En: Colombia 2005. Feriva (Eds). 115 p. Colombia.
- Rosales, M., Murgueitio, E. y M. E. Gomez. 2003. Agroforestería Para la Producción Animal Sostenible. Fundación CIPAV. Vol. 1 67p. Colombia.
- Salas, Y. y J. L. Barrera. Presentación simposio agroecosistemas I Congreso Colombiano de Restauración Ecológica. Bogotá. 2009. Efecto de la plantación de dos especies nativas sobre la sucesión temprana en áreas disturbadas por pastoreo intensivo (Montenegro – Quindío). Escuela de Restauración Ecológica. Departamento de Biología. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá D.C.
- Sinisterra, J., Calle, Z., Murgueitio, E. y A. Galindo. Presentación simposio agroecosistemas I Congreso Colombiano de Restauración Ecológica. Bogotá. Rehabilitación ecológica de un depósito de borra de café en Bugalagrande, Valle del Cauca. Fundación Centro para la Investigación en Sistemas Sostenibles de Producción Agropecuaria – CIPAV. Área de Restauración Ecológica
- Wood, D. & J.M Lenne. 1997. The conservation of agrobiodiversity on farm: questioning the emerging paradigm. *Biodiversity and Conservation* 6: 109-129.



SIMPOSIO RESTAURACIÓN DE HUMEDALES Y RÍOS

48. CAMBIOS EN EL AMBIENTE ACUÁTICO ASOCIADOS A LA RESTAURACIÓN DEL CORREDOR RIBEREÑO EN UNA QUEBRADA AFECTADA POR GANADERÍA EN LA CUENCA DEL RÍO LA VIEJA, COLOMBIA

Chará Julián D.^{1,2}, Giraldo Lina P.^{1,2}, Zúñiga María del Carmen^{1,2}, Chará-Serna Ana M.^{1,2}, Pedraza Gloria X.¹

¹Centro para la Investigación en Sistemas Sostenibles de Producción Agropecuaria
Cali, Colombia. Cra 25 # 6-62. Fax: 57-2-5190061

²Centro de Investigaciones y Estudios en Biodiversidad y Recursos Genéticos
Pereira, Colombia

julian@cipav.org.co, lina@cipav.org.co, maczumiga@gmail.com,
ana@cipav.org.co, gloria@cipav.org.co

RESUMEN

Los corredores ribereños son franjas de vegetación que crecen al lado de los cursos de agua y cumplen importantes funciones en la protección de los ambientes acuáticos. Su destrucción para establecer cultivos o pasturas genera efectos negativos severos sobre las características de las fuentes de agua. La eliminación del pastoreo y la restauración ecológica de la vegetación ribereña son dos pasos fundamentales en la recuperación de ambientes acuáticos afectados por ganadería. El presente estudio, desarrollado en una pequeña quebrada ubicada en la finca San Diego, municipio de Montenegro, Quindío, consistió en el monitoreo de los cambios en las características bióticas y abióticas de la quebrada antes y después de la construcción de una cerca a lado y lado del curso de agua para permitir el crecimiento y protección de la vegetación ribereña y evitar el acceso del ganado. Se evaluaron la calidad del agua, las características del hábitat y los macroinvertebrados acuáticos, antes del establecimiento de la cerca y 12, 16 y 20 meses después. Se observó una disminución en la alcalinidad y la turbidez del agua y un incremento del ancho, la profundidad y los tipos de corriente de la quebrada. Estos cambios tuvieron un notorio efecto en la comunidad de macroinvertebrados, ya que se incrementó la diversidad, la riqueza de taxones y el porcentaje de Ephemeroptera y Trichoptera, grupos que se consideran indicadores de buena calidad del agua. Además se disminuyó la abundancia absoluta y el porcentaje de Mollusca que generalmente están asociados a problemas de sedimentación y contaminación por materia orgánica. Estos resultados demuestran que la recuperación de la vegetación ribereña en una quebrada contribuye a la mejora de sus características bióticas y abióticas. Sin embargo, se pudo observar que la restauración de la vegetación nativa se vio fuertemente inhibida por el crecimiento de gramíneas exóticas que constituían la pastura.

Palabras claves: Corredores ribereños, ganadería, quebradas, macroinvertebrados acuáticos, calidad de agua.

INTRODUCCIÓN

Las franjas de vegetación nativa que crecen a lo largo de ríos, quebradas y demás ambientes acuáticos son conocidas como corredores ribereños. Por las funciones y efectos positivos que cumplen, estos corredores son muy importantes tanto para la biota terrestre como para la protección de los ambientes acuáticos y para mantener una buena cantidad y calidad de agua (Chará 2004).

Algunos de los beneficios que prestan los bosques ribereños en el ámbito ecológico son: ocupar la transición entre los ecosistemas acuáticos y terrestres, proveer recursos importantes de alimento, energía y nutrientes para los ambientes acuáticos; actuar como amortiguadores protegiendo la calidad del agua, mantener una temperatura más estable por la sombra que dan al canal, aportar ramas y madera lo que enriquece el hábitat y provee elementos de refugio y alimento, y estabilización de las orillas (Wigington *et al.* 2003, Chará 2004, Norris 2001, Scalley & Aide 2003, Roy *et al.* 2005; Parkyng *et al.* 2005; Kondolf *et al.* 2007; Richardson *et al.* 2007). Además, brindan una vía para el desplazamiento de la vida silvestre de un parche de vegetación a otro, tanto en ambientes fragmentados como continuos. Por otro lado, las quebradas que poseen corredores ribereños en buen estado procesan contaminantes como nutrientes, pesticidas, materia orgánica y patógenos, lo cual reduce el impacto de estas sustancias sobre los grandes ríos, los humedales, los estuarios y los usuarios que se surten de las quebradas pequeñas (Sweeney & Czapka 2004, Chará 2004).

El reemplazo del bosque ribereño por pasturas u otros usos de suelo tiene un efecto negativo en la estructura y función de los ecosistemas de ríos y quebradas, con una alteración significativa de las características físicas, químicas y del hábitat (Belsky *et al.* 1999, Sweeney & Czapka 2004). Generalmente los bosques ribereños asociados a quebradas situadas en sistemas ganaderos y agrícolas son eliminados para el aprovechamiento de espacio para siembra de cultivos, pasturas, o para permitir el acceso del ganado a beber agua, lo cual causa problemas de contaminación, degradación de taludes y destrucción general del hábitat (Wohl 2006).

Por los beneficios que prestan los bosques ribereños, éstos se consideran como parte de las estrategias para disminuir el impacto de la agricultura y la ganadería sobre las fuentes de agua (McKergow *et al.* 2003, Chará *et al.* 2007, Chará *et al.* 2008). En este proceso, la exclusión de la ganadería del área ribereña y la restauración de la vegetación, son pasos primordiales en el restablecimiento de las condiciones físicas y biológicas propias de ambientes acuáticos con buena calidad y cantidad de agua. La restauración de la zona ribereña es un paso esencial en la recuperación del recurso hídrico en procesos de planificación y ordenamiento de cuencas (González del Tánago & García de Jalón 2006).

Según SER (2004), la restauración ecológica es el proceso de propiciar el restablecimiento de un ecosistema que se ha degradado, dañado o destruido, como resultado directo o indirecto de las actividades del hombre. Se aplica a todo aquel proceso ecológico cuya finalidad es recuperar las condiciones ambientales que prevalecieron en un sitio dado y que por alguna causa se vieron afectadas negativamente (Sánchez *et al.* 1992, Jackson *et al.* 1995).

A continuación se presentan los resultados del monitoreo de aspectos físicos y biológicos de una pequeña quebrada ubicada en la finca San Diego, departamento del Quindío, Colombia, en la cual se desarrolló un proceso de restauración del corredor ribereño desde el año 2005 como parte de las estrategias planteadas en una propuesta de reconversión ganadera hacia sistemas más amigables con el medio ambiente.

MÉTODOS

SITIO DE ESTUDIO

El estudio se realizó en una quebrada de primer orden ubicada en la Finca San Diego, cuenca media del Río La Vieja, municipio de Montenegro, Quindío, Colombia. La quebrada se ubica a 1128 msnm, 4°30' latitud Norte y 75° 51' longitud Oeste.

Con el proyecto “*Enfoques Silvopastoriles Integrados para el Manejo de Ecosistemas*” desarrollado en fincas ganaderas de la cuenca del río La Vieja, se dio inicio a la recuperación de corrientes de agua que pasaban por matrices de pasturas en las fincas donde se implementaban modelos de reconversión ganadera. Este proceso se realizó principalmente a través del establecimiento de corredores ribereños y formó parte de una estrategia más amplia que busca demostrar que es posible lograr cambios en las formas y métodos de producción convencionales de las fincas ganaderas que causan impactos ambientales negativos, transformando los pastizales en sistemas silvopastoriles, dentro de un manejo integrado del paisaje. La fuente de agua evaluada hace parte de este proceso.

Para el año 2005 (Figura 1), la quebrada se encontraba totalmente desprotegida y se permitía el acceso del ganado para beber agua y pastorear en la zona ribereña. En este mismo año se construyó una cerca a lado y lado de la quebrada en un tramo aproximado de 500 m, desde su nacimiento hasta la conexión con un bosque de guadua (*Guadua angustifolia*) en la misma finca. El ancho del corredor es de 3 m a cada lado. Es importante aclarar que no se realizó siembra de árboles en la franja ribereña y se permitió el libre crecimiento de la vegetación representada principalmente por gramíneas exóticas (Figura 2).

MÉTODOS

Se realizó una evaluación de la quebrada en el momento de instalación de la cerca (línea base), y 12, 16 y 20 meses después. La evaluación de los cambios en aspectos bióticos y abióticos, se realizó mediante una metodología descrita por Barbour *et al.* (1999) y adaptada para quebradas andinas por Chará (2004). Esta metodología incluye la evaluación de aspectos biofísicos dentro de la quebrada y en el área de captación. Además se realizó el monitoreo de macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la recuperación de dicha fuente.

Para determinar el estado del hábitat en la quebrada se escogió un tramo de 100 m, en donde se evaluaron las siguientes variables: morfología del cauce (ancho y profundidad), tipo de corriente presente (estimación visual de % de piscinas, turbulencias, corriente rápida y lenta) y tipo de sustrato inorgánico presente (estimación visual de porcentaje de piedras, grava, gravilla,

arena, lodo). La calidad del hábitat se determinó usando un índice que califica diferentes variables dentro de las quebradas y de su zona ribereña, con puntajes entre 0 (pobre) y 20 (óptimo).



Figura 1. Corredor ribereño de la quebrada San Diego. Primer mes de establecimiento de la cerca. Año 2005.



Figura 2. Corredor ribereño quebrada San Diego 20 meses después del establecimiento de la cerca. Año 2007.

Para el análisis fisicoquímico y bacteriológico se tomaron muestras puntuales de agua, que fueron refrigeradas y transportadas al laboratorio donde se determinaron los siguientes parámetros: turbidez, nitrógeno amoniacal, fósforo total, dureza total, demanda bioquímica de oxígeno, alcalinidad, coliformes totales y coliformes fecales. En campo se midió el oxígeno disuelto y la temperatura utilizando un oxímetro YSI 95.

En cuanto al aspecto biológico, se colectaron macroinvertebrados acuáticos mediante una red tipo D de 500 μm de ojo de malla. Se realizaron 20 arrastres en los hábitats más representativos en proporción a su ocurrencia. Las muestras fueron procesadas en campo y los especímenes se preservaron en alcohol etílico al 75% para su posterior identificación en el laboratorio hasta el menor nivel taxonómico posible, con la ayuda de un estereoscopio con aumentos entre 10 y 40X.

ANÁLISIS DE DATOS

Los macroinvertebrados colectados fueron analizados calculando la riqueza de familias, y la abundancia absoluta y relativa de los principales taxones. Se calculó el índice de biodiversidad de Shannon y el índice biótico BMWP-Univalle, adaptado por Zúñiga (2000) a condiciones regionales y cuerpos de agua del suroccidente colombiano y que contabiliza sólo las familias representadas por más de un individuo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

ASPECTOS BIOFÍSICOS

Durante el tiempo de monitoreo de la quebrada, la franja ribereña presentó dominancia de gramíneas y regeneración de algunas plantas como heliconias (*Heliconia* sp.) y cordoncillos (*Piper* sp.). Es importante mencionar que en el período de evaluación se realizó corte del pasto una vez en el área ribereña, con el fin de acelerar el proceso de recuperación de esta zona. Sin embargo, las gramíneas invadieron el cauce lo que afectó negativamente la recuperación de algunas características físicas dentro de la quebrada y la regeneración de especies nativas de árboles y arbustos.

En la Tabla 1 se resumen los valores de las variables del índice de calidad de hábitat y morfología del cauce dentro de la quebrada. En general se nota un incremento en el valor para las variables calificadas en el índice, que aumentan su puntaje total con respecto a la línea base. Sin embargo, entre el mes 16 y 20 se evidencia una disminución en el valor total, reflejado principalmente en las variables de deposición de sedimentos y caracterización del sustrato en piscinas. Esto puede deberse a la siembra de plantas forrajeras en los potreros aldeaños, actividad desarrollada en los últimos meses de monitoreo, lo cual causó desprendimiento de terreno y pudo llegar hasta la fuente de agua.

Tabla 1. Calidad de hábitat y morfología del cauce de la quebrada San Diego, Montenegro- Quindío, con proceso de restauración del corredor ribereño.

Parámetro	Mes 0	Mes 12	Mes 16	Mes 20
Índice de calidad del hábitat				
Sustrato disponible para colonización de organismos	11	11	12	13
Características del sustrato en piscinas	9	13	12	8
Deposición de sedimentos	7	10	16	7
Alteración del cauce	18	20	20	20
Estabilidad de las orillas	16	15	18	16
Protección vegetal de las orillas	10	15	15	14
Total calidad hábitat	71	84	93	78
Morfología del cauce				
Ancho húmedo promedio cm	321	225.3	250.3	240
Profundidad promedio cm	8.2	14.4	17.3	15.8

En cuanto a la morfología del cauce, la quebrada tuvo una disminución en el ancho húmedo promedio y un aumento en la profundidad. Las quebradas alteradas por sistemas ganaderos tienden a ser más anchas y menos profundas, que las que se encuentran protegidas por bosques ribereños (Baillie & Davies 2002, Chará *et al.* 2007). Los valores encontrados para estas variables reflejan recuperación de las características de calidad de hábitat para el ambiente acuático en estudio.

Durante el periodo de evaluación no se presentó ningún cambio en el tipo de sustrato dentro de la quebrada, que todo el tiempo estuvo dominado por lodo. Esta condición es característica de ambientes acuáticos alterados por actividades principalmente agropecuarias las cuales generan mucha erosión (Chará *et al.* 2007, Pedraza *et al.* 2008). El efecto del pisoteo del ganado cuando entra a beber agua a la quebrada, destruye los taludes y genera sedimentación, al igual que el arrastre de partículas desde el área de captación (Wohl 2006). Se espera que esta condición mejore en un tiempo prolongado de recuperación del bosque ribereño.

Por otro lado, se observó la recuperación de los tipos de corriente (Figura 3). En el último mes evaluado aparecen turbulencias y se registran porcentajes equitativos de corrientes lentas y piscinas, lo cual contribuye a mejorar la calidad de hábitat. La complejidad en los tipos de sustrato y corriente es muy importante para el establecimiento de hábitats más diversos que puedan albergar un mayor número de especies de organismos como peces y macroinvertebrados importantes en los procesos ecológicos en los ambientes acuáticos (Sovell & Frost 2000).

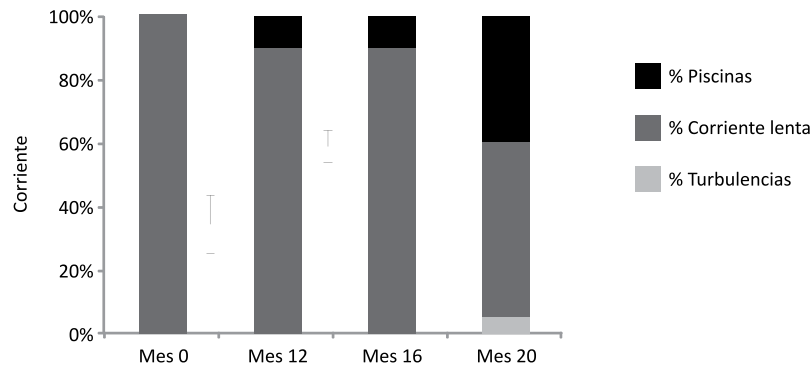


Figura 3. Tipo de corriente en la quebrada San Diego, Municipio de Montenegro, Quindío, con proceso de restauración del corredor ribereño.

PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS Y BACTERIOLÓGICOS

En la Tabla 2 se presentan los resultados de los parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos medidos dentro de la quebrada. Se presentó una menor alcalinidad, demanda bioquímica de oxígeno (DBO), turbidez y coliformes totales en todos los periodos de evaluación con respecto a los valores de la línea base. La disminución de turbidez y sedimentos es reportada por otros autores en trabajos de exclusión del ganado del área ribereña, y restauración (Sovell & Frost 2000, McKergow *et al.* 2003, Teels *et al.* 2006).

Tabla 2. Parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos de la quebrada San Diego, Montenegro- Quindío, con proceso de restauración del corredor ribereño.

Parámetro	Mes 0	Mes 12	Mes 16	Mes 20
Oxígeno disuelto (mg-l ⁻¹)	2.59	1.66	1.32	2.61
Alcalinidad (mg CaCO ₃ -l ⁻¹)	73.4	74.7	73.5	62.5
Demanda bioquímica de oxígeno (mg O ₂ l ⁻¹)	7.04	1.2	3.28	4.38
Dureza total (mg CaCO ₃ -l ⁻¹)	51.3	50.3	48.3	47.5
Fósforo total (mg P-PO ₄ -l ⁻¹)	0.025	0.22	0.09	0.06
Nitrógeno amoniacal (mg N-NH ₄ -l ⁻¹)	<1,43	1.43	<1.43	1.43
Turbidez (unidades nefelométricas)	5.95	24.3	5.89	2.43
Coliformes totales (UFC/100ml)	40000	790	510	1840
Coliformes fecales (UFC/100ml)	0	0	0	47

Sin embargo, se notó un incremento principalmente en la DBO, y coliformes totales y fecales en el mes 20. Esto puede atribuirse a la aplicación de algún tipo de fertilizante orgánico a los potreros aledaños a la fuente de agua, que es llevado hasta el cauce por acción de la escorrentía. Por otro lado, el oxígeno disuelto se mantuvo en rangos muy bajos, lo que puede ser normal para una quebrada de bajo gradiente cerca a su nacimiento.

A pesar del incremento en algunos parámetros relacionados con la entrada de materia orgánica al cauce, es evidente que hay recuperación, aunque lenta, de la calidad del agua en la quebrada. Selvakumar *et al.* (2010), en un estudio realizado en quebradas con procesos de recuperación de las orillas, no encontraron diferencias en calidad de agua después de 2 años de monitoreo.

MACROINVERTEBRADOS

En total se colectaron 3.193 individuos, de los cuales se identificaron 56 taxones pertenecientes a 17 órdenes y 33 familias. La composición de macroinvertebrados estuvo dominada por estados larvarios de insectos, aunque también se encontraron representantes de grupos como Crustacea, Mollusca e Hirudinea (Figura 4). Los órdenes, Phyla y familias con mayor abundan-

cia relativa en todo el periodo de evaluación fueron: Mollusca con 72% (Lymnaeidae 40%, Physidae 21,8%), Diptera 14,5% (Chironomidae 12,8%, Stratiomyidae 1,2%) y Coleoptera 4,32% (Hidrophilidae 2,7%).

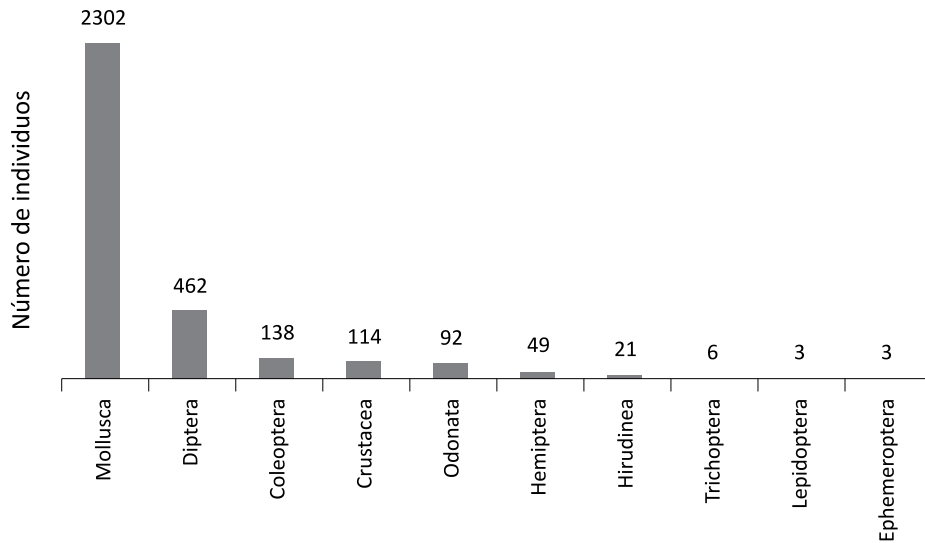


Figura 4. Número de macroinvertebrados en la quebrada San Diego con proceso de restauración del corredor ribereño.

El periodo que presentó mayor abundancia de macroinvertebrados fue el mes cero (línea base), en el que dominaron Mollusca y Diptera (Tabla 3). Estos grupos presentan comúnmente mayor abundancia en ambientes acuáticos que han sido afectados por sistemas agropecuarios (Chará *et al.* 2009).

Tabla 3. Composición de la fauna béntica en la quebrada San Diego con proceso de restauración del corredor ribereño.

Parámetro	Mes 0	Mes 12	Mes 16	Mes 20
Abundancia absoluta	1236	318	1115	523
Riqueza total	18	19	33	31
Abundancia ET	0	2	2	5
% ET	0	0.63	0.18	0.96
Shannon H' Log Base 10	-----	0.541	0.785	0.871
BMWP- UniValle	53	41	60	82
<i>Abundancia Relativa</i>				
Ephemeroptera %	0.00	0.00	0.09	0.38
Trichoptera %	0.00	0.63	0.09	0.57
Coleoptera %	5.02	4.09	3.77	4.21
Hemiptera %	0.89	1.89	1.97	1.91
Lepidoptera %	0.00	0.00	0.00	0.57
Odonata %	0.24	8.49	2.24	7.07
Diptera %	4.05	8.18	31.57	6.50
Mollusca %	86.97	73.58	57.04	68.26

ET= sumatoria de los órdenes Ephemeroptera y Trichoptera.

Se registró una disminución en la abundancia total de macroinvertebrados principalmente relacionada con la disminución en la abundancia de Mollusca, con incremento en la riqueza total, diversidad, índice BMWP y la abundancia total y relativa de Ephemeroptera y Trichoptera (ET). El porcentaje de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (EPT), es un índice biótico comúnmente empleado como indicador biológico debido a que los tres órdenes que lo componen se consideran sensibles a las perturbaciones del ambiente (Rosemberg & Resh 1996, Gamboa *et al.* 2008).

Aunque no se encontraron organismos del orden Plecoptera, los otros dos órdenes también son más representativos en ambientes acuáticos protegidos, que en los afectados por sistemas agropecuarios (Hall *et al.* 2001, Moya *et al.* 2006) y su incremento se puede considerar un indicador de la recuperación de la quebrada.

Las familias más representativas en el periodo de monitoreo se presentan en la Tabla 4. Se registró una disminución importante en el porcentaje de Physidae y Chironomidae, considerados dentro del índice BMWP/Univalle, como organismos muy tolerantes a la disminución en la calidad del agua. Estos grupos están asociados a ambientes con abundante sedimento fino y materia orgánica (Posada *et al.* 2000). En las demás familias hubo una variación en cada periodo de evaluación y se notó un incremento en el porcentaje total de organismos que tuvieron menos del 1% de representatividad en la muestra, lo que se puede asociar a un incremento en la diversidad.

El incremento en la diversidad de organismos, riqueza, índices y ordenes asociados a ambientes menos perturbados, así como la disminución en el número de individuos de los grupos más tolerantes, puede atribuirse a la mejora en la calidad del agua y otros factores físicos como profundidad de la quebradas y aumento en el tipo de corrientes.

Tabla 4. Abundancia relativa de las familias más representativas de macroinvertebrados en la quebrada San Diego- Montenegro Quindío, con proceso de restauración del corredor ribereño. Las familias con porcentajes inferiores al 1% se agrupan en “Otros”.

Familias	Mes 0	Mes 12	Mes 16	Mes 20
Lymnaeidae %	41.50	1.57	45.29	52.20
Physidae %	36.25	72.01	1.35	1.15
Chironomidae %	1.86	7.55	30.85	3.63
Sphaeriidae %	8.50	0.00	8.70	4.21
Hydrophilidae %	3.72	2.20	1.61	2.87
Ancylidae %	0.08	0.00	1.61	9.94
Libellulidae %	0.00	7.86	1.61	3.82
Stratiomyidae %	1.78	0.63	0.63	1.72
Otros	3.64	5.35	5.65	12.24

CONCLUSIONES

El proceso de dos años de restauración del corredor ribereño en la quebrada San Diego, tuvo efectos positivos en la recuperación de algunas características del hábitat y de calidad del agua, que se reflejaron en los grupos de macroinvertebrados indicadores evaluados.

Es evidente que la invasión de gramíneas en la zona de recuperación dificultó la regeneración de otro tipo de vegetación nativa, que facilitara el crecimiento de un bosque estructuralmente más complejo, y posiblemente tuviera un efecto más inmediato en la recuperación de otras variables dentro del cauce como tipo de sustrato y calidad del agua.

RECOMENDACIONES

El establecimiento de franjas protectoras de vegetación y la restricción del acceso del ganado a los cursos de agua son fundamentales en la protección y recuperación de las funciones de estos importantes ambientes. Sin embargo, es común que una vez se elimina el pastoreo en estas áreas, se estimula el crecimiento de gramíneas exóticas que retrasan el proceso de regeneración natural. Por tanto, es recomendable realizar la siembra de vegetación nativa de rápido crecimiento en el área ribereña, que compita con las gramíneas y facilite su eliminación y la regeneración de nuevas especies de árboles. Esto posiblemente permitirá la recuperación en menor tiempo de características ecológicas dentro del ambiente acuático y su zona aledaña.

Aunque el ancho del corredor ribereño depende en muchos casos del terreno que decidan ceder los productores para este proceso, se recomienda como mínimo 3 m a cada lado desde la orilla de la quebrada. Esto, si bien no cumple con las normas ambientales, significa un gran avance en la protección de estos ambientes.

Es sumamente importante que la cerca protectora que se construya tenga árboles vivos que replacen a los postes una vez pase su vida útil.

Es fundamental realizar seguimiento y monitoreo a las estrategias y labores desarrolladas dentro del proceso de restauración de los corredores ribereños, con el fin de corregir errores y obtener información para futuros trabajos.

En los procesos de restauración, cuando los productores o comunidades en general se hacen partícipes y hay un entendimiento e información coherente con los principios a los que se apunta, se puede garantizar la culminación exitosa de los trabajos y el cambio en modelos de producción y conservación. Por esto es muy relevante que los dueños de las fincas y/o administradores se enteren de los trabajos desarrollados y se apropien de las actividades que hacen parte de la restauración de bosques ribereños.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al señor Nicolás González por permitir el acceso a la finca y por su interés en proteger el recurso hídrico en su propiedad. Este trabajo contó con el apoyo de los siguientes proyectos: Enfoques Silvopastoriles Integrados para el Manejo de Ecosistemas financiado por el GEF-Banco Mundial y FAO-LEAD; Proyecto de Fortalecimiento del Centro para la Investigación en Sistemas Sostenibles de Producción Agropecuaria (CIPAV) financiado por COLCIENCIAS – SENA (Contrato 480-2008); Proyecto “Valoración de los bienes y servicios ambientales de la biodiversidad para el desarrollo sostenible de paisajes rurales Colombianos: Complejo Ecoregional Andes del Norte” que ejecuta el Centro de Investigaciones y Estudios en Biodiversidad y Recursos Genéticos, CIEBREG con el apoyo de COLCIENCIAS.

LITERATURA CITADA

- Baillie, B. R. & T. R. Davies. 2002. Effects of land use on the channel morphology of streams in the Moutere Gravels, Nelson, New Zealand. *Journal of Hydrology*. 41: 19-45.
- Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B. & J. Stribling. 1999. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish. U. S. Environmental Protection Agency, Office of Water. Washington D.C., USA. 408p.
- Belsky, A. J., Matzke, A. & S. Uselman. 1999. Survey of livestock influences on stream and riparian ecosystems in the Western United States. *Journal of Soil and Water Conservation*. 54: 419-431.
- Chará J. 2004. Manual para el Monitoreo de Ambientes Acuáticos en Microcuencas Ganaderas. Fundación CIPAV. Segunda Edición. 52 pp.
- Chará J., Pedraza, G., Giraldo, L. y D. Hincapié. 2007. Efecto de corredores ribereños sobre el estado de quebradas en la zona ganadera del río La Vieja, Colombia. *Revista Agroforestería de las Américas*. 45: 72-78.
- Chará, J, Pedraza, G. y L. Giraldo. 2008. Corredores ribereños como herramienta de protección de ambientes acuáticos en zonas ganaderas. En: Murgueitio E, Cuartas C. y Naranjo J. F. (eds.) *Ganadería del Futuro: Investigación para el desarrollo*. Fundación CIPAV, Cali, Colombia. 490p.
- Chará, J., Zúñiga, M. del C., Giraldo, L. P., Pedraza, G., Astudillo, M., Ramírez, L. y C. E. Posso. 2009. Diversidad y abundancia de macroinvertebrados acuáticos en quebradas de la cuenca del río La Vieja, Colombia. pp 129-142. En: Rodríguez, J. M., Camargo, J. C., Niño, J., Pineda, A. M., Arias, L. M., Echeverry, M. A. & C. L. Miranda. (eds.) *Valoración de la Biodiversidad en la Ecorregión del Eje Cafetero*. CIEBREG. Pereira, Colombia.
- Gamboa, M., Reyes, R. y J. Arrivillaga. 2008. Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de salud ambiental. *Boletín de Malariología y Salud Ambiental*. 48: 109-120.
- González del Tánago, M & D. García de Jalón. 2006. Attributes for assessing the environmental quality of riparian zones. *Limnetica*. 25: 389-402
- Hall, M., Closs, G. & R. Riley. 2001. Relationships between land use and stream invertebrate community structure in a South Island, New Zealand, coastal stream catchment. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*. 35: 591-603
- Jackson, L, Lopoukine, L. & D. Hillyard. 1995. Commentary Ecological Restoration: A Definition and Comments. *Restoration ecology*. *The Journal of the Society for Ecological Restoration*. 3: 71-75.

- Kondolf G.M., Pie'gay, H. & N. Landon. 2007. Changes in the riparian zone of the lower Eygues River, France, since 1830. *Landscape Ecology*. 22: 367–384
- McKergow, L. A., Weaver, D. M., Prosser, I. P., Grayson, R. B. & E. G. Reed. 2003. Before and after riparian management: sediment and nutrient exports from a small agricultural catchment, Western Australia. *Journal of Hydrology*. 270: 253–272.
- Moya, N., Oberdorff, T., Bigorne, R., Zubieta, J. y J. Camacho. 2006. Comunidad de macroinvertebrados en ríos de la cuenca Chipiriri con condiciones de referencia y alteradas, estudio preliminar para la bio-evaluación de arroyos. *Cienc. Abierta*. 30: 1-27.
- Norris, E. 2001 Riparian Restoration. Technical Report. Wetlands Program. No 01-6.
- Parkyn, S., Davies-Colley, R. J., Cooper, A. B. & M. J. Stroud. 2005. Predictions of stream nutrient and sediment yield changes following restoration of forested riparian buffers. *Ecological Engineering*. 24: 551–558.
- Pedraza, G., Giraldo, L. & J. Chará. 2008. Efecto de la restauración de corredores ribereños sobre características bióticas y abióticas de quebradas en zonas ganaderas de la cuenca del río La Vieja, Colombia. *Zoot. Trop.* 26:1-4.
- Posada, J., Roldán, G. & J. Ramírez. 2000. Caracterización fisicoquímica y biológica de la calidad de aguas de la cuenca de la quebrada Piedras Blancas, Antioquia, Colombia. *Revista Biología Tropical*. 48: 59-70.
- Richardson D., Holmes, P., Esler, K., Galatowitsch, S., Stromberg, J., Kirkman, P., Pysek, S. & R. Hobbs. 2007. Riparian vegetation: degradation, alien plant invasions, and restoration prospects. *Diversity and Distributions*. 13: 126–139.
- Rosemberg, D. & V. Resh. 1996. Use of aquatic insects in biomonitoring. In Merrit R; Cummins, K. (eds) *An introduction to the aquatic insects of North America*. Dubuque, US, Kendall/Hundt Publishing. p. 87-97.
- Roy, A. H., Faust, C. L., Freeman, M. C. & J. L. Meyer. 2005. Reach-scale effects of riparian forest cover on urban stream ecosystems. *Fish. Aquat. Sci.* 62: 2312–2329.
- Sánchez, A., Zenteno, C. E., Zamora, L. F. y E. Torres. 1992. Modelo para la restauración ecológica de áreas alteradas. *Kuxulkab' Revista de Divulgación*. 7:48-60.
- Scalley, T. & T. Aide. 2003. Riparian vegetation and stream condition in a tropical agriculture–secondary forest mosaic. *Ecological Applications*. 13: 225–234.
- Selvakumar, A., O'Connor, T. & S. D. Struck. 2010. Role of Stream Restoration on Improving Benthic Macroinvertebrates and In-Stream Water Quality in an Urban Watershed: Case Study. *Journal of Environmental Engineering*. 136: 127-139.
- Society for Ecological Restoration (SER) International, Grupo de trabajo sobre ciencia y políticas. 2004. Principios de SER International sobre la restauración ecológica. www.ser.org y Tucson: Society for Ecological Restoration International.
- Sovell, L. & J. A. Frost. 2000. Impacts of Rotational Grazing and Riparian Buffers on Physicochemical and Biological Characteristics of Southeastern Minnesota, USA, Streams. *Environmental Management*. 26: 629–641
- Sweeney, B. W. & S. J. Czapka. 2004. Riparian forest restoration: why each site needs an ecological prescription. *Forest Ecology and Management*. 192: 361–373.
- Teels, B. M., Rewa, C. A. & J. Myers. 2006. Aquatic condition response to riparian buffer establishment. *Wildlife Society Bulletin*; 34, 4; Academic Research Library p. 927.
- Wigington, P. J., Griffith, S. M., Field, J. A., Baham, J. E., Horwath, W. R., Owen, J., Davis, J. H., Rain, S. C., & J. J. Steiner. 2003. Nitrate Removal Effectiveness of a Riparian Buffer along a Small Agricultural Stream in Western Oregon. *Environ. Qual.* 32:162–170.
- Wohl, E. 2006. Human impacts to mountain streams. *Geomorphology* 79: 217–248.
- Zúñiga, M. del C. 2000. Los Insectos como bioindicadores de calidad de agua. En: Universidad del Valle, Facultad de Ingeniería- Programa de Posgrado en Ingeniería Sanitaria y Ambiental. (ed.). *Manual del curso Bioindicadores de calidad de agua*. Cali, Colombia. 60pp.

49. LA PERSPECTIVA FUNCIONAL EN LA RESTAURACIÓN Y REHABILITACIÓN DE RÍOS: EJEMPLOS DESDE LA PENÍNSULA IBÉRICA

Arturo Elozegi y Joserra Díez

*Dpto. Biología Vegetal y Ecología
Universidad del País Vasco / Euskal Herriko Unibertsitatea
arturo.elosegi@ehu.es*

INTRODUCCIÓN

El desarrollo industrial, urbano y social registrado en Europa desde mediados del siglo XIX ha posibilitado un nivel de vida elevado, a cambio de un grave deterioro de las condiciones medioambientales, motivado fundamentalmente por la escasa planificación. Los ríos y sus riberas son un buen exponente de ese deterioro, dado que se han utilizado intensivamente para abastecimiento o como sumidero de residuos, cuando no han sido ocupados como áreas agrícolas o urbanas. Esta degradación ha provocado la pérdida de servicios, poniendo en evidencia la necesidad de acometer acciones de restauración o rehabilitación de estos ecosistemas, necesidad que hemos ido interiorizando de forma paulatina. Inicialmente solamente la calidad del agua ha merecido la atención de los poderes públicos. Así, desde la década de 1970, diferentes directivas de la Unión Europea han intentado sucesivamente poner freno a la contaminación, garantizando la calidad de las aguas de baño (76/160/CEE), la vida de los peces (78/654/CEE), la protección de las aguas frente a la contaminación de nitratos provenientes de la agricultura (91/676/CEE), obligando a tratar las aguas residuales urbanas (91/271/CEE), o garantizando la calidad del agua de boca (98/83/CE).

Fruto de esta normativa, en unas pocas décadas la mayor parte de los ríos del continente han recuperado unos valores de calidad de agua aceptables, aunque la degradación de los cauces no ha cesado (Tockner *et al.* 2009). Esto ha motivado que durante las dos últimas décadas hayan surgido nuevos paradigmas tanto en la ordenación del territorio como en el tratamiento que se ha de otorgar a los ríos, que se han traducido en nuevas herramientas legislativas y de planificación, más coherentes con el desarrollo sostenible.

En el año 2000 el Parlamento Europeo aprobó la Directiva 2000/60/CE, por la que se establece un marco comunitario de actuación en la política de aguas, que constituye una reforma profunda de la legislación europea anterior. Mediante esta Directiva Marco del Agua (DMA), la Unión Europea organiza la gestión de las aguas superficiales, continentales, de transición, aguas costeras y subterráneas, con el fin de prevenir y reducir su contaminación, fomentar su uso sostenible, proteger el medio acuático, mejorar la situación de los ecosistemas acuáticos y paliar los efectos de las inundaciones y de las sequías. Esta directiva obliga a los estados miembros a mantener o alcanzar el buen estado ecológico en todas las masas de agua, entendido como la buena calidad del agua, de la biota, de las condiciones morfológicas, y de la vegetación asociada al río. Este es, pues, un paso de gran envergadura respecto a los objetivos de gestión de normativas anteriores: los usos productivos del agua dejan lugar a la gestión ecosistémica de espacios que albergan vida, que forman parte del patrimonio colectivo y que debemos conservar y recuperar para las generaciones futuras.

Adicionalmente, en 2007 el Parlamento Europeo aprobó la Directiva 2007/60/CE, relativa a la evaluación y gestión de los riesgos de inundación, que tiene por principal objetivo reducir el riesgo de inundabilidad tanto en las cuencas fluviales como en las zonas costeras. Esta Directiva reconoce que las inundaciones son fenómenos naturales que no pueden evitarse, pero que los asentamientos humanos en llanuras aluviales, la impermeabilización de las cuencas, y el cambio climático están contribuyendo a aumentar su frecuencia y los daños que ocasionan. Por ello, establece que la única herramienta válida para hacer frente a las inundaciones pasa por una adecuada gestión del riesgo, y que las medidas dirigidas a reducir dichos riesgos deben coordinarse en toda la cuenca hidrográfica. Así, obliga a los Estados miembros a evaluar los riesgos, a preparar mapas en las zonas geográficas con mayor riesgo de inundabilidad, y a diseñar planes de gestión del riesgo de inundación, que deben centrarse en la prevención, la protección y la preparación. De esta forma, afirma textualmente que, con miras a dar más espacio a los ríos, se deben tomar en consideración, cuando sea posible, el mantenimiento o restablecimiento de llanuras aluviales.

Con anterioridad a la aprobación de estas dos directivas, en 1992 la Unión Europea había puesto en marcha la Directiva Hábitat (92/43/CEE), una ambiciosa directiva que pretende conservar la biodiversidad de la Unión Europea a partir de la con-

servación de especies y de sus hábitats considerados de interés, para lo cual crea la denominada “Red Natura 2000”, un conjunto de espacios protegidos repartidos por el conjunto de estados que conforman la Unión.

Existe un claro nexo de unión entre la DMA y la Directiva Hábitat, dado que un buen número de especies y de hábitats de interés están íntimamente ligados a los ecosistemas acuáticos. De hecho, ambas directivas promulgan la conservación de sus valores ecológicos: la DMA busca alcanzar el buen estado ecológico, la Directiva Hábitat el mantenimiento de un estado de conservación favorable. Ambas directivas por tanto, promulgan la planificación para la conservación de los ecosistemas acuáticos (mientras la DMA propone la planificación hidrológica a nivel de demarcación hidrográfica, la Directiva Hábitat propone la aplicación de planes de gestión), en el sentido del mantenimiento o de la restauración de la estructura y función que les corresponden desde el punto de vista hidromorfológico, de las características físico-químicas, del hábitat, o de las especies que albergan.

A nivel del estado español, y bajo el paraguas de este cambio de paradigma, recientemente el Ministerio de Media Ambiente, Pesca y Agricultura elaboró la Estrategia Nacional de Restauración de Ríos (ENRR) (www.restauracionderios.org). La Estrategia tiene por objeto recuperar los ecosistemas fluviales (cauces y riberas) mediante la restauración del espacio fluvial, la vegetación y el régimen de caudales, de manera que sean capaces de restaurar su ecosistema asociado. La ENRR se marca como objetivos alcanzar el buen estado ecológico de los ecosistemas fluviales; fomentar la integración de las políticas de uso y gestión del territorio con las de uso y gestión de los ríos con criterios de sostenibilidad; contribuir a la mejora de la formación en los temas relativos a la gestión de los ríos y su restauración; aportar información y experiencias para mejorar las actuaciones en ejecución; y por último, implicar a la sociedad mediante el fomento de la participación ciudadana. Para la consecución de estos objetivos la ENRR propone diferentes líneas de actuación, tales como la formación y la educación ambiental, la protección y la conservación de los ecosistemas, la puesta en marcha de un programa de voluntariado, la práctica de la restauración y rehabilitación de los ecosistemas y, por último, el fomento de programas de I+D+i.

LA PERSPECTIVA FUNCIONAL EN LA RESTAURACIÓN DE RÍOS

Como hemos visto en la introducción, la tesitura actual en la Unión Europea es favorable a la restauración de los ríos y riberas, aunque la realidad es que bajo la denominación de proyectos de restauración se siguen ejecutando actuaciones con criterios dispares cuando no contrapuestos. Esto demuestra que es necesario aclarar términos y establecer protocolos de actuación claros. Una de nuestras preocupaciones es que los proyectos de restauración incluyan el funcionamiento del ecosistema, algo que siempre se menciona en los proyectos, pero que muchas veces se obvia a la hora de valorar los resultados de los mismos. De hecho, la restauración es el conjunto de actividades encaminadas a devolver al ecosistema su estructura y funcionamiento originales (Bradshaw 1983). Para ello se debería partir de un buen conocimiento de la situación inicial y de las características perdidas, cosa que en regiones como Europa, transformadas profundamente desde hace miles de años, es sencillamente imposible. Por tanto, a la hora de acometer un proyecto de restauración es necesario aplicar una perspectiva funcional que maximice los servicios del ecosistema y minimice los posibles riesgos producto de la transformación a realizar. En la práctica esto exige aplicar la filosofía del médico de urgencias: actuar rápido, antes de que el deterioro sea irreversible, y centrarse en lo importante, dejando de lado detalles menores.

Hay una serie de prioridades a la hora de evaluar un ecosistema fluvial o de restaurarlo: la calidad del agua y el régimen de caudales son requisitos de partida, seguidos de cerca por los aspectos geomorfológicos, la conectividad, y finalmente las comunidades. Aunque no es posible establecer un marco cerrado, en la figura 1 se muestra una clave dicotómica que establece una serie de prioridades para evaluar o restaurar un río, y que propone diferentes soluciones ante problemáticas típicas de los ecosistemas fluviales transformados. En general, la primera cuestión es conocer el estado físico-químico de las aguas. Si hay problemas de calidad de las aguas, hay que buscar las fuentes de contaminación, y ver si son puntuales o difusas. Si la contaminación es puntual, se deberá determinar si es de origen doméstico o industrial, y conocer las características de la fuente de vertido ya que de ellas depende la posible solución. Cuando no existe contaminación, conviene analizar las posibles alteraciones de la forma del cauce, y si las hubiera, analizar las posibles soluciones. Posteriormente, y de manera sucesiva, se debería abordar el estado de las riberas, la pérdida de conectividad a lo largo del continuo fluvial, la pérdida de hábitat en el interior del dominio fluvial y, por último, las alteraciones detectadas en las comunidades biológicas.

Por supuesto, este esquema es meramente orientativo, y a menudo hay condicionantes que aconsejan alejarse del mismo. A título de ejemplo, resumimos tres proyectos de restauración fluvial en los que hemos estado implicados. Aunque se trata de proyectos de muy distinta índole, en los tres casos se ha intentado aplicar una perspectiva funcional de la restauración, maximizando los servicios del ecosistema y tratando de minimizar los riesgos.

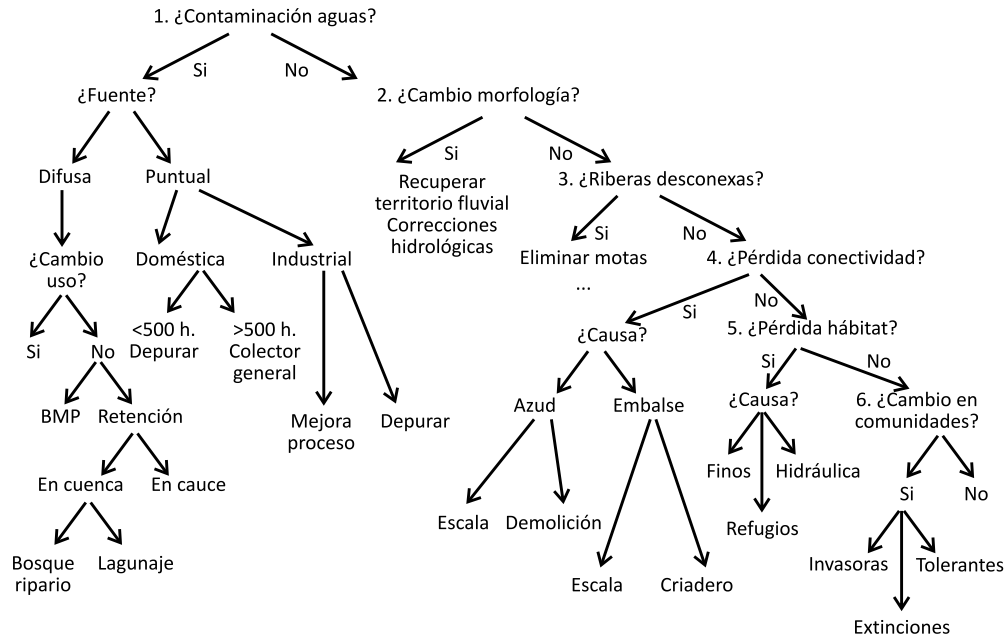


Figura 1. Esquema de clave dicotómica, orientativa para el chequeo de problemas y la adopción soluciones a aplicar en un tramo de río.

EJEMPLOS DE PROYECTOS DE RESTAURACIÓN FLUVIAL

REHABILITACIÓN DE UN TRAMO URBANO

CONTEXTO

Mercabilbao, uno de los mayores centros de distribución de alimentos perecederos del Norte de la Península, se asienta desde 1971 en la margen derecha del río Nervión a su paso por Basauri (País Vasco, Norte de la Península Ibérica), un municipio industrial que registró un crecimiento desordenado y espectacular en la segunda mitad del siglo XX. A comienzos del año 2008 la empresa que gestiona el centro decidió buscar un nuevo emplazamiento, y ofreció en venta el terreno al Ayuntamiento para su edificación y uso residencial. El Ayuntamiento, acertadamente, consideró debía aprovechar la oportunidad para mejorar y poner en valor el entorno, actualmente muy degradado, para lo que encargó un estudio a una empresa de arquitectura. Estos, a su vez, nos solicitaron un dictamen relativo a las condiciones ambientales e hidráulicas del río, para lo que elaboramos un diagnóstico ambiental, morfológico e hidráulico, sobre el que se han articulado diferentes propuestas de actuación para la ordenación urbanística del área. Se trata, pues, de una rehabilitación que, aunque no aborda los problemas de fondo, como la contaminación del agua, que se debería tratar a una escala espacial mucho más amplia, puede ofrecer importantes mejoras a los habitantes del municipio, hacer que dejen de darle la espalda al río, y servir de ejemplo y catalizador para que otros municipios del área recuperen sus tramos fluviales.

DIAGNÓSTICO

Mercabilbao ocupa 13 hectáreas en la orilla interior de un meandro, limitado por la autopista A8 y una carretera local, y construidas sobre una serie de rellenos, elevados cuatro metros sobre el nivel original de la terraza de inundación. El Nervión es un río muy degradado: la calidad del agua es mala, apenas hay bosque de ribera, las llanuras de inundación están totalmente ocupadas, las orillas cubiertas por hormigón, y aparecen numerosas especies invasoras en las márgenes. Además, tanto Mercabilbao como las zonas cercanas constituyen un punto negro de inundabilidad dado el carácter torrencial del río Nervión y el elevado grado de ocupación de sus márgenes. Según la Agencia Vasca del Agua, las crecidas con un periodo de recurrencia de 100 años afectarían a numerosos edificios, y las de 500 afectarían e inundarían toda el área de estudio (Figura 2). Dos puntos especialmente sensibles son el puente de la autopista A8, muy bajo y situado en una curva muy pronunciada aguas arriba, y aguas abajo, el entorno de dos puentes consecutivos, donde el cauce sufre un fuerte estrechamiento. Según los modelos hidráulicos, ambas zonas pueden inundarse con crecidas de periodo de recurrencia de 5 años, y con crecidas algo mayores se formaría una

balsa de agua que inundaría buena parte del área de estudio. Así pues, los problemas de calidad del agua, de alteraciones hidromorfológicas y de inundabilidad van mucho más allá del dominio de actuación municipal, con lo que son irresolubles dentro de un proyecto como este. La única posibilidad de mejora consistiría en devolver al río parte de su territorio fluvial, e incluso en esa banda no se podrían recuperar los bosques de ribera, aunque sí potenciar usos blandos y que no fueran incompatibles con una cierta frecuencia de inundaciones.

PROPUESTAS

El planteamiento del proyecto consistió en devolver parte del territorio fluvial, reseccionando el cauce, eliminando las defensas en la orilla derecha, y haciendo que esta tuviera un perfil más suave. Para ello, se hicieron diversas propuestas (permeabilización del puente aguas arriba, distintas alternativas de reseccionamiento, etc.), y dado que la inundabilidad es el primer condicionante del área de estudio, se evaluó mediante el programa HEC-RAS (River System Analysis) la respuesta hidráulica de cada escenario ante riadas de 5, 100 y 500 años de recurrencia. Finalmente, se buscaron las posibilidades que ofrecen el mejor compromiso entre recuperación de espacio fluvial, garantías frente a las inundaciones y posibilidades de urbanización.



Figura 2. Izquierda, superficie anegada durante la avenida del 26 de agosto de 1983. Derecha, manchas de inundabilidad obtenidas mediante el modelo HEC-RAS por la Agencia Vasca del Agua para diferentes periodos de recurrencia (10, 100 y 500 años). (Fuente: URA Agencia).

Dado que la hidráulica del tramo para grandes avenidas está controlada por el cuello de botella de una zona ubicada aguas abajo, las alternativas propuestas no ofrecen mejoras sustanciales en estas condiciones, aunque sí en crecidas de menor entidad. Finalmente, se propuso cambiar la sección de la orilla derecha de una pared vertical de cemento como es en la actualidad, a una pendiente tendida, que daría 75 m más de espacio al río, y utilizar el suelo extraído para elevar el nivel de las edificaciones que irían más atrás (Figura 3). Además, los usos adyacentes al cauce deberían ser los más blandos posibles de modo que durante los eventos de crecidas no se vea comprometida infraestructura alguna.

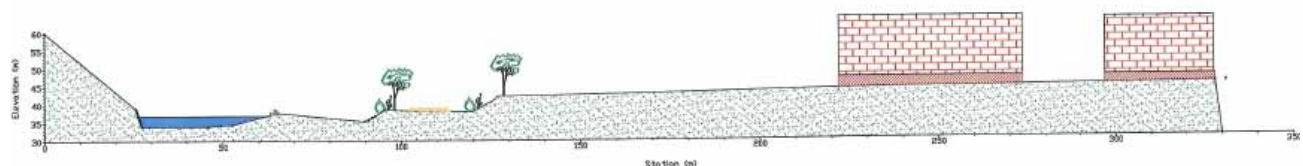


Figura 3. Propuesta de actuación. En la actualidad toda la margen derecha está edificada.

RESTAURACIÓN DE TERRITORIO FLUVIAL A NIVEL DE CUENCA

CONTEXTO

En 2006 el Ministerio de Medio Ambiente aprobó un proyecto para restaurar los ríos Híjar y Ebro a su paso por Reinosa (Cantabria, España). La empresa a la que se le adjudicó el proyecto nos encargó la dirección del diagnóstico inicial y de la elaboración de propuestas. El área de estudio comprende la cabecera del Ebro, integrada por las cuencas de los ríos Híjar, Ebro e Izarilla, y se extiende hasta el embalse del Ebro, reservorio de importancia estratégica. La parte alta del valle del Híjar, a casi 2000 m de altitud, conforma un valle glaciario en U, tras lo cual el río entra en un estrecho valle, que más abajo se abre a una zona llana cubierta de pastos, hasta cruzar Reinosa, municipio de 10.000 habitantes, donde confluye con los ríos Ebro e Izarilla (Figura 4). Es una zona de gran valor naturalístico, con un elevado atractivo turístico, pero donde la falta de planificación ha llevado a la ocupación de las márgenes del río por granjas, canteras, e incluso industria pesada. El río Híjar acarrea gran cantidad de bolos, que en cada crecida forman grandes barras en las inmediaciones de Reinosa (Figura 5). Recientemente, la construcción del polígono industrial de La Vega ha provocado que aumente la inundabilidad de Reinosa, en la orilla opuesta.



Figura 4. Ortofotografía aérea de parte del área de estudio. Se aprecia el casco urbano de Reinosa, una gran siderurgia, y el polígono industrial de La Vega más a la derecha, recientemente construido en la confluencia de los ríos Híjar, Ebro e Izarilla.



Figura 5. Barra de bolos cegando el cauce en Reinosa (izquierda), y dique lateral derruido por el poder erosivo del río (derecha).

DIAGNÓSTICO

Durante el proyecto se identificaron gran cantidad de presiones e impactos en la cuenca. Entre otros, destaca la detración de agua para consumo humano, los vertidos urbanos e industriales, los vertidos puntuales y difusos procedentes de las actividades ganaderas, los procesos erosivos, obstáculos a la movilidad de peces, la pérdida de áreas de freza por acumulación de sedimentos, el establecimiento de actividades consolidadas en las márgenes (áreas urbanas e industriales, canteras, campo de golf), etc. En general, se aprecia una falta de planificación a escala de comarca, y una falta de cuidado por los valores naturales.

Entre las afecciones que sufre el río, destacan los cambios en la morfología del cauce. En la cabecera, sobre una antigua morrena del circo glaciar, se ha establecido una estación invernal que ha modificado sustancialmente la fisionomía y el funcionamiento hidrológico de la cabecera, y aguas abajo, en la zona de llanura, el río ha sido constreñido por diques laterales, de forma que lo que en su día fue un cauce trezado, como corresponde a una zona de piedemonte, es hoy en día un cauce único, con las márgenes y zonas de la llanura de inundación muy compactadas, lo que sin duda ha reducido la capacidad de infiltración (Figura 6). Este cambio en la forma del cauce hace que durante las crecidas el río no inunde la llanura de inundación, sino que aumente mucho su capacidad erosiva, arrastrando los sedimentos hasta Reinosá, donde deben ser dragados para evitar problemas de inundabilidad.



Figura 6. A la izquierda se representa la fotografía aérea del tramo medio del Híjar en 1953. A la derecha, la ortofotografía del mismo tramo en 2006.

PROPUESTAS DE ACTUACIÓN

Dado el gran número de problemas que se detectaron en la cuenca, se elaboró un largo listado de propuestas de actuación, especificando el beneficio ecológico y el coste económico de cada propuesta. Algunas de estas actuaciones estaban relacionadas con la ordenación del territorio, y deberían ser desarrolladas por las administraciones implicadas, desde las locales a las estatales: desarrollar herramientas de ordenación sectoriales, planes directores en la estación invernal y núcleos de reciente construcción, planes de gestión de residuos, inventario y retirada de residuos que invaden la llanura de inundación, planes para la gestión de ganadería, de pesca, etc. Otras eran propuestas concretas a realizar con el presupuesto aprobado por el Ministerio de Medio Ambiente. Entre estas, destacaba una consistente en devolver, al menos a una parte significativa del río, su perfil original, demoliendo los diques laterales para que el río recupere su dinamismo, vuelva a interactuar con la llanura de inundación y los sedimentos sean retenidos en el piedemonte en lugar de llegar hasta Reinosá. Esto además provocaría la laminación de las avenidas, de forma que disminuiría el pico de las crecidas aguas abajo.

Junto a esta actuación morfológica se deberían acometer otra serie de actuaciones menores para corregir impactos concretos: eliminar de escolleras que no protegen ningún bien, revegetar márgenes, cambiar ubicación y diseño de estaciones de captación y aforo, impermeabilizar de polígonos industriales, reubicar torretas de tendido eléctrico, impedir el acceso del ganado al río, construir escalas de peces, etc. Finalmente, también se propuso mejorar la accesibilidad de las orillas en la zona urbana del río Híjar, para favorecer su disfrute por la población local. La actuación más ambiciosa, la demolición de diques laterales, suscitó inicialmente bastante oposición, pero parece que va a poder ejecutarse en breve.

RESTAURACIÓN DE LA COMPLEJIDAD ESTRUCTURAL DEL CAUCE EN RÍOS SEMI-NATURALES

CONTEXTO

Los arroyos del Parque Natural de Aiako Harria se encuentran entre los mejor conservados del País Vasco, por encontrarse en una cuenca cubierta por extensos bosques naturales y ausencia de núcleos de población y de actividades industriales. Algunos de estos arroyos desembocan en el embalse de Añarbe (44 Hm³), que abastece de agua a la mitad de la población de la provincia de Gipuzkoa. En esta situación aparentemente ideal, hay dos puntos de preocupación: por un lado, el declive de algunas especies amenazadas como el desmán del Pirineo (*Galemys pyrenaicus*), un topo acuático endémico de la Península Ibérica, sugieren que la calidad del hábitat no es tan buena como parece; por otro lado, se producen enormes entradas de sedimento y hojarasca al embalse (unos 123.000 m³ anuales, CEDEX 2005), que podrían comprometer la calidad del agua a medio plazo (Figura 7). Un análisis de la situación sugería que ambos fenómenos eran dos síntomas de un mismo problema, la escasa complejidad física de los cauces, producida por siglos de extracción de la madera muerta de los mismos. Efectivamente, la madera muerta es un componente esencial de los arroyos forestados, ya que retiene agua, sedimentos y materia orgánica, estabiliza las márgenes y el lecho, crea nichos ecológicos para numerosas especies, proporciona refugio a peces y otros organismos frente a depredadores o riadas, y aumenta la heterogeneidad de hábitats (Harmon *et al.* 1986, Gregory *et al.*, 2003). Por ello, numerosos proyectos de restauración incluyen acciones para recuperar la madera muerta en los cauces, planteándose incluso a gran escala (Kail *et al.* 2005). El problema de introducir troncos es que éstos pueden ser arrastrados por las crecidas y causar daños aguas abajo, y que en buena parte del mundo todavía domina la percepción de la madera muerta como un elemento extraño a los cauces (Piégay *et al.* 2005). Sin embargo, los arroyos de Añarbe son un lugar idóneo para realizar un proyecto piloto sobre la efectividad de la reintroducción de troncos en los cauces, ya que el suelo es de titularidad pública, los agentes locales muestran interés en este tipo de actividades y, especialmente, porque la presencia del embalse y la ausencia de núcleos de población o infraestructuras garantiza que no vayan a ocurrir daños aguas abajo. Por todo ello, la Unión Europea decidió financiar un proyecto de restauración de la complejidad estructural de los cauces en estos ríos, junto a otros proyectos de restauración a realizar en el interior de este Parque Natural, y nosotros hemos participado en su diseño y ejecución, y posteriormente en su seguimiento, gracias a un proyecto financiado por el Ministerio de Ciencia e Innovación.



Figura 7. Acumulaciones de hojarasca en la cola del embalse de Añarbe.

DISEÑO DEL EXPERIMENTO

Se seleccionaron cuatro arroyos, de anchura de cauce entre tres y quince metros (Figura 8), y siguiendo un esquema BACI (Before/After, Control/Impact) en cada arroyo se estableció un tramo control aguas arriba, y uno experimental aguas abajo, de entre 100 y 400 m de longitud. Se estudiaron los ocho tramos durante un año y medio, se introdujo madera en los troncos, simulando la cantidad y disposición esperable en arroyos naturales (Figura 9), y se hizo un seguimiento posterior durante dos años. Dado el nulo riesgo de daños a personas o a propiedades, las estructuras de madera creadas no se fijaron a las orillas, sino que se permitió que los arroyos las recolocaran a su antojo.



Figura 8. Estaciones de muestreo. En rojo, tramos experimentales, en verde, tramos control.

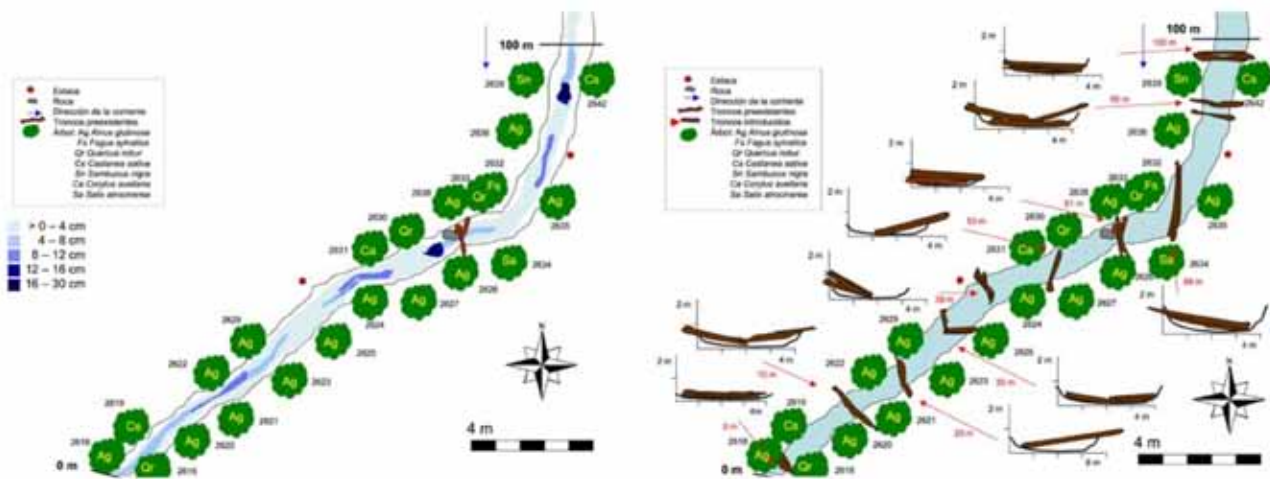


Figura 9. Ejemplo de diseño. A la izquierda, situación inicial, a la derecha propuesta de actuación.

La hipótesis de partida era que la introducción de madera tendría un efecto doble. Por un lado, aumentaría la retentividad de los cauces, la acumulación de sedimentos y de materia orgánica, produciendo un aumento en la cantidad de consumidores, especialmente invertebrados fragmentadores, potenciando la descomposición, lo que aumentaría la eficiencia del ecosistema en utilizar los aportes orgánicos. En segundo lugar, produciría un aumento en la heterogeneidad espacial, lo que redundaría en una mayor diversidad de invertebrados, y una mayor disponibilidad de refugios aumentando la resistencia de las comunidades frente a las crecidas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Como resultado de las crecidas, algunas de las estructuras de madera creadas se han desplazado, en especial en el arroyo más grande, reagrupándose en estructuras matores (Figura 10). La introducción de madera provocó cambios inmediatos en la hidráulica, aumentando el tiempo de retención del agua y la interacción entre el agua y los sedimentos, lo que produjo una mayor retención de nutrientes. Adicionalmente aumentó la retención de materia orgánica, que aumentó entre 2 y 70 veces en las estaciones experimentales (Figura 11), donde formó depósitos de casi un metro de potencia. Sin embargo, no se detectaron situaciones de anoxia, y los invertebrados eran abundantes en dichos depósitos. La tasa de descomposición de hojarasca no se vio afectada por la introducción de madera, lo que sugiere que la descomposición total a nivel de tramo aumenta, y en consecuencia, disminuye entrada de nutrientes al embalse. La cantidad y diversidad de invertebrados aumentó en los tramos experimentales, y la biomasa de peces aumentó entre 2 y 15 veces. Hay que recalcar que las truchas grandes mostraron una fuerte preferencia por las estructuras de madera, dentro de las cuales se refugiaban, y que las presas de madera no parecían ofrecer mayor obstáculo a su movilidad. Finalmente, el hábitat físico experimentó fuertes cambios, aumentando la cantidad de grava en detrimento de los bloques, aumentando la profundidad media de los tramos, y la cantidad de sedimentos acumulados.



Figura 10. Acumulación de madera formada sobre una gran roca en el arroyo mayor.

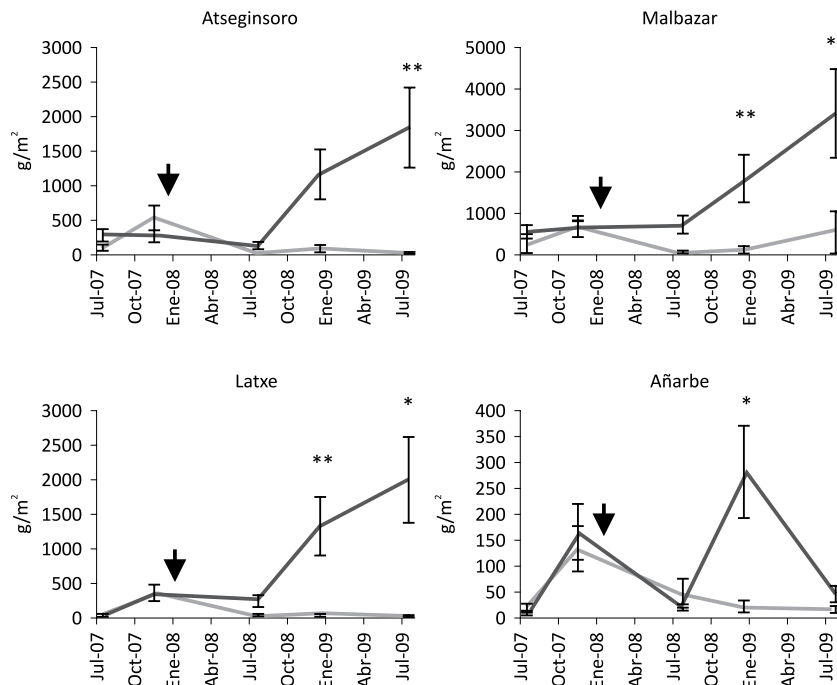


Figura 11. Acumulación de materia orgánica béntica en los tramos control (gris) y experimental (negro). Las flechas indican la introducción de madera. Las barras indican la desviación standard, y los asteriscos diferencias significativas (* cuando $p < 0,05$, ** cuando $p < 0,01$).

Los resultados confirman las hipótesis planteadas, y muestran que incluso en los mejores ríos vascos hay bastante margen de mejora, que la madera muerta es un elemento a tener en cuenta en la gestión de los ríos, especialmente en aquellos que drenan a embalses, y que la respuesta de los ríos cantábricos a este tipo de actuaciones puede ser muy rápida. Desde el punto de vista más aplicado, los resultados sugieren que los gestores deberían potenciar la cantidad de madera muerta en los cauces en los que no haya peligros asociados. Eso se puede hacer mediante proyectos de introducción, como en el presente caso, o simplemente, dejando madurar el bosque de ribera, y evitando retirar los árboles que vayan cayendo al cauce.

Finalmente, éste también ha sido un experimento desde el punto de vista sociológico. Antes de realizar el proyecto, prácticamente nadie creía que la madera muerta pudiera tener ninguna importancia en los ríos vascos, y muchos de los gestores con los que discutimos pensaban que los troncos eran un elemento no natural, incluso perjudicial en los cauces. Los cambios físicos que ha producido la madera también han hecho cambiar la actitud de muchos de los técnicos, que en éste momento no sólo aceptan que pueda ser un elemento ecológico importante, sino que nos están solicitando que repitamos este tipo de actividades en otros ríos, en algunos casos muy poco adecuados para ello. Los proyectos de restauración pueden tener una vertiente educativa, no sólo para estudiantes, sino sobre todo para técnicos más cualificados, aspecto este que no podemos olvidar.

CONSIDERACIONES FINALES

Hemos presentado tres experiencias de rehabilitación o restauración muy diferentes en cuanto a tipo de problemática y a la escala de actuación. En dos de ellas nuestra participación se ha limitado a las fases de análisis, diagnóstico y elaboración de propuestas, mientras que en la tercera también hemos sido responsables de la ejecución y seguimiento. En cualquier caso, para rehabilitar o restaurar los ríos es necesario tener una imagen clara de sus características naturales, incluyendo el dinamismo, mosaicismo, la importancia de las riberas y las relaciones con la cuenca de drenaje en su conjunto. Tampoco podemos olvidar que siempre y cuando las condiciones de caudal, calidad de las aguas y espacio cumplan unos mínimos, los ríos poseen una extraordinaria capacidad de regeneración. En este sentido, se ha de insistir en la necesidad de que los proyectos a diseñar consideren este potencial una vez que las obras hayan concluido.

Este es un momento clave, en el que la normativa obliga a adoptar medidas de restauración de los ecosistemas en clave de desarrollo sostenible: alcanzar el buen estado ecológico, gestionar el riesgo de inundabilidad, conservar la biodiversidad, integrar las políticas de uso y gestión del territorio, etc. En este punto de inflexión en la gestión de los ecosistemas fluviales los experimentos piloto pueden marcar claras diferencias en los proyectos que se vayan a ejecutar en los próximos años. Un elemento esencial es la comprensión por parte de los gestores y del público en general de las características dinámicas de los ecosistemas fluviales. A través de las propuestas a elaborar se ha de mostrar que la imagen de ríos domesticados es errónea, que los ríos son sobre todo ecosistemas muy dinámicos, y que debemos adaptar nuestra forma de vida a sus condicionantes. De ello depende el éxito de la restauración, y nuestro avance hacia un desarrollo realmente sostenible.

LITERATURA CITADA

- Bradshaw, A. D. 1983. *The reconstruction of ecosystems*. Journal of Applied Ecology, 20: 1-17.
- CEDEX. 2005. *Asistencia técnica para el estudio de la capacidad del embalse de Añarbe (Navarra)*. Informe técnico.
- Gregory, S. V., Boyer, K. L. & A. M. Gurnell (eds). 2003. *The ecology and management of wood in World rivers*. American Fisheries Society.
- Harmon, M. E., Franklin, J. F., Swanson, F. J., Sollins, P., Gregory, S. V., Lattin, J. D., Anderson, N. H., Cline, S. P., Aumen, N. G., Sedell, J. R., Lienkaemper, G. W., Cromack, K. C. Jr & K. W. Cummins. 1986. *Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems*. Adv. Ecol. Res., 15: 133-302.
- Kail, J. & D. Hering. 2005. *Using large wood to restore streams in central Europe: potential use and likely effects*. Landscape Ecology, 20: 755-772.
- Piégay, H., Gregory, K. J., Bondarev, V., Chin, A., Dahlstrom, N., Elozegi, A., Gregory, S. V., Joshi, V., Mutz, M., Rinaldi, M., Wyzga, B. & J. Zawiejska. 2005. *Public perception as a barrier to introducing wood in rivers for restoration purposes*. Environmental Management, 36: 665-674.
- Tockner, K., Uehlinger, U. & CCT, Robinson. 2009. *Rivers of Europe*. Academic Press.

50. EFECTOS DE LOS CORREDORES RIBEREÑOS SOBRE CARACTERÍSTICAS BIÓTICAS Y ABIÓTICAS DE QUEBRADAS GANADERAS EN LA CUENCA DEL RÍO LA VIEJA, COLOMBIA

Giraldo Lina P.^{1,2}, Chará Julián D.^{1,2}, Zúñiga María del Carmen^{1,2}, Pedraza Gloria X.¹, Chará-Serna Ana M.^{1,2}

¹Centro para la Investigación en Sistemas Sostenibles de Producción Agropecuaria- CIPAV
Cali, Colombia. Cra 25 # 6-62. Fax: 57-2-5190061

²Centro de Investigaciones y Estudios en Biodiversidad y Recursos Genéticos- CIEBREG
Pereira, Colombia

lina@cipav.org.co, julian@cipav.org.co, maczuniga@gmail.com,
gloria@cipav.org.co, ana@cipav.org.co.

RESUMEN

Los corredores ribereños son franjas de vegetación nativa que crecen a lo largo de ríos, quebradas y demás ambientes acuáticos. Son muy importantes tanto para la biota terrestre como para la protección de los ambientes acuáticos y para mantener una buena cantidad y calidad de agua. Su restauración se considera como una herramienta fundamental en la recuperación de las características bióticas y abióticas de quebradas y ríos afectados por actividades humanas. Con el fin de determinar el efecto de corredores ribereños sobre ambientes acuáticos en el norte del departamento del Valle del Cauca, se evaluaron seis quebradas de primer y segundo orden ubicadas en un agropaisaje ganadero, tres de las cuales contaban con un corredor ribereño establecido. En cada quebrada se midieron parámetros fisicoquímicos, se registraron las características del hábitat y se colectaron muestras de macroinvertebrados acuáticos en un tramo de 100 m. Las quebradas protegidas presentaron mayores valores de pH, oxígeno disuelto y caudal que las no protegidas, que por su parte presentaron mayor temperatura, conductividad, sólidos y concentración de coliformes totales y fecales. Las quebradas con corredor ribereño también se caracterizaron por tener mayor diversidad de sustratos y de tipos de corriente, características favorables para el asentamiento de macroinvertebrados y otros organismos acuáticos. Además, las fuentes de agua con franjas de vegetación presentaron mayor abundancia absoluta y relativa de los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera, taxones considerados indicadores de buena calidad de agua. Estos resultados confirman que a nivel local la recuperación de los corredores ribereños puede contribuir a mejorar la calidad del agua, las características del microhábitat y la diversidad acuática en estas fuentes de agua y pueden emplearse como una estrategia efectiva en la restauración de estos importantes ambientes.

Palabras claves: Corredores ribereños, quebradas ganaderas, macroinvertebrados acuáticos, calidad de agua.

INTRODUCCIÓN

Es reconocido a nivel mundial que buena parte de la presión negativa sobre suelos y recursos hídricos es causada por la agricultura y en gran medida por la ganadería. En América tropical el mayor uso de la tierra de los agroecosistemas en la actualidad se encuentran en pasturas, llegando en algunos países a ocupar entre el 60% y el 80% del área territorial total (Murgueitio & Ibrahim 2008). En Colombia, se considera que más del 70% de la cobertura boscosa de la zona andina ha sido transformada y de este porcentaje la mayor porción es ocupada hoy en día por ganadería (Etter & Wyngaarden 2000, Murgueitio & Ibrahim 2001). La eliminación de bosques para el establecimiento de nuevas áreas de pasturas y cultivos genera deterioro de suelos y ambientes acuáticos así como de su diversidad asociada (Hansen *et al.* 2004, Chará *et al.* 2007).

Las actividades humanas relacionadas con la transformación del paisaje, tienen efectos negativos severos sobre los ambientes acuáticos, los cuales son manifestados a través de cambios sustanciales en la hidrología y morfología de quebradas y ríos (Allan 2004). En fincas ganaderas, por ejemplo, es común que los bosques ribereños sean eliminados para el acceso y aprovechamiento del agua en diferentes actividades, o para siembra de cultivos, pues suelen ser más productivos que otras áreas de la cuenca (Norris 2001). Esto genera un deterioro de las fuentes de agua y puede afectar adversamente la estructura y función en los ecosistemas acuáticos, reduciendo la calidad de agua para uso humano (Moerke & Lamberti 2004).

Los bosques ribereños, cumplen funciones fundamentales en la protección de los cursos de agua y sus zonas aledañas, y son especialmente importantes en quebradas de primer, segundo y tercer orden (Lowrance *et al.* 1997). Por su proximidad a la corriente de agua éstos ayudan al mantenimiento de las características físicas y biológicas de las quebradas; actúan como

amortiguadores entre el área de captación y el ambiente acuático pues retienen el exceso de sedimentos y nutrientes, reducen la velocidad de la escorrentía, proveen energía e incrementan la diversidad de hábitats (Osborne & Kovacic 1993, Chará *et al.* 2008). Adicionalmente sirven como rutas migratorias para aves y mamíferos de un parche de vegetación a otro, son reservorios importantes de diversidad y en muchos casos son los únicos fragmentos de bosque que quedan en los agropaisajes (Nakamura & Yamada 2005).

El pastoreo del ganado en las zonas ribereñas tiene múltiples impactos sobre los ambientes acuáticos. Cuando es removida la vegetación se incrementa la temperatura, las márgenes se vuelven inestables, se reduce la cantidad de hojas que entran al agua, principal fuente de energía de las pequeñas quebradas; se incrementa la entrada de sedimentos y nutrientes, y se destruye el hábitat para diferentes organismos tanto acuáticos como terrestres (Quinn *et al.* 1992, Chará 2004, Nakamura & Yamada 2005, Kondolf *et al.* 2007).

Por lo anterior, el restablecimiento y protección de los corredores ribereños ha sido planteado como una práctica fundamental en la recuperación de la biodiversidad acuática y la mejora de la calidad del agua en estos ambientes (Strauch *et al.* 2009).

La cuenca del río la Vieja, ubicada en la zona cafetera colombiana, presenta procesos importantes de cambio de uso de suelo desde las últimas décadas. Como consecuencia de la poca rentabilidad del cultivo de café en años pasados, se desencadenó un fenómeno de eliminación de las plantaciones y su reemplazo por sistemas ganaderos y, en menor proporción, por cultivos de plátano. Esta situación provocó además la eliminación de bosques, quedando solo algunos fragmentos en la región, aunque muy intervenidos por actividades de extracción de madera para diferentes usos. En esta dinámica, ha sido una práctica común que las áreas de pasturas y cultivos se extiendan hasta la orilla de las quebradas y nacimientos, aunque recientemente algunos productores han establecido cercas protectoras y han permitido el crecimiento de vegetación en esas áreas.

En el presente estudio se evaluó el efecto del establecimiento de franjas de vegetación ribereña sobre corrientes de agua ubicadas en matrices de pasturas en la zona cafetera colombiana, con el fin de determinar lineamientos para la conservación de la biodiversidad, y la calidad y cantidad de agua en estos importantes ambientes.

MÉTODOS

SITIO DE ESTUDIO

El estudio se llevó a cabo en quebradas de primer y segundo orden ubicadas en la cuenca media del río La Vieja, en los municipios de Alcalá, Ulloa y Cartago, del departamento del Valle del Cauca, Colombia, entre 1060 y 1354 msnm. Las quebradas se localizan entre 4°38' y 4°42' de latitud Norte y los 75°45' y 75°52' de longitud Oeste.

Se seleccionaron seis quebradas, tres de las cuales estaban protegidas por franjas de vegetación ribereña nativa entre 6 y 18 m de ancho a cada lado, con algún grado de perturbación por actividades humanas. La vegetación de la zona ribereña estaba dominada principalmente por arbustos y algunos árboles de porte alto (Figura 1a). Las tres quebradas restantes se ubicaron en medio de pasturas, donde las gramíneas llegaban hasta las fuentes de agua y el ganado tenía acceso irrestricto al cauce (Figura 1b).

La evaluación de las quebradas se realizó mediante la metodología descrita por Barbour *et al.* (1999) y adaptada por Chará (2004) para estudios en quebradas andinas. En cada quebrada se evaluó el hábitat y se capturaron macroinvertebrados en un tramo de 100 m.

Se valoraron las siguientes características físicas del hábitat: composición relativa del sustrato (estimación visual del porcentaje piedras, grava, gravilla, arena, limo, entre otros); tipo de corriente (estimación visual del porcentaje de turbulencias, piscinas, y tramos de corriente lenta y corriente rápida), y medición del caudal.

En cada quebrada seleccionada se tomó una muestra de agua puntual para análisis fisicoquímico, que incluyó los siguientes parámetros: pH, sólidos totales, sólidos disueltos, demanda bioquímica de oxígeno (DBO), oxígeno disuelto (OD), alcalinidad, conductividad, fósforo total, nitrógeno amoniacal, nitritos, coliformes fecales, coliformes totales. Las muestras fueron refrigeradas y conducidas al laboratorio para su análisis.

La captura de los macroinvertebrados acuáticos se realizó con una red tipo D de 500 µm de ojo de malla, mediante 20 arrastres en los hábitats más representativos en proporción a su ocurrencia. Los macroinvertebrados fueron preservados en alcohol etílico al 75% para posterior identificación en el laboratorio hasta el menor nivel taxonómico posible, con la ayuda de un estereoscopio (Nikon®, Modelo SMZ 2T) con aumentos entre 10 y 40X.



Figura 1. a) Quebrada con corredor ribereño y b) quebrada sin corredor ribereño en la zona ganadera de la cuenca del río La Vieja, Colombia (Fotos: archivo CIPAV).

ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Para determinar si existían diferencias estadísticas entre las variables estudiadas en las quebradas con corredores ribereños y las quebradas desprotegidas, se realizaron las pruebas de Mann Whitney con el programa InfoStat (2008).

Los macroinvertebrados colectados fueron analizados calculando la riqueza de familias y de géneros, y la abundancia absoluta y relativa de los principales taxones. También se evaluaron los índices de diversidad de Shannon y Simpson.

RESULTADOS

PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS Y BACTERIOLÓGICOS

Se encontraron diferencias significativas para el oxígeno disuelto entre las quebradas con corredores ribereños, las cuales presentaron mayores valores para dicho parámetro, y las quebradas desprotegidas ($Z = 1,9$, $p = 0,04$, Mann Whitney; Tabla1). Aunque para los demás parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos evaluados no hubo diferencias estadísticas, las quebradas protegidas presentaron mayores valores promedio de pH. Las quebradas ubicadas en medio de pasturas por el contrario tuvieron mayores valores en demanda bioquímica de oxígeno, alcalinidad, sólidos, coliformes fecales y coliformes totales.

Tabla 1. Calidad del agua en quebradas en zonas ganaderas con y sin corredor ribereño en la cuenca del río La Vieja, Colombia.

Parámetro	Quebradas con corredor n=3		Quebradas sin corredor n=3	
	Promedio	ES	Promedio	ES
pH	7.43	0.50	6.95	0.48
Temperatura (°C)	21.20	0.46	22.60	1.21
Sólidos totales (mg·l ⁻¹)	129.33	18.22	162.33	68.05
Sólidos disueltos totales (mg·l ⁻¹)	104.93	16.39	141.60	60.34
DBO ₅ (mg O ₂ ·l ⁻¹)	0.76	0.17	1.27	0.29
O.D. (mg·l ⁻¹)	9.45^a	1.04	2.66^b	0.86
Alcalinidad total (mg·l ⁻¹ CaCO ₃)	41.41	8.92	94.93	38.82
Conductividad (ws·cm ⁻¹)	109.67	33.52	204	69.42
P-PO ₄ (mg·l ⁻¹ PO ₄)	0.12	0.05	0.26	0.06
NO ₃ (mg·l ⁻¹)	0.55	0.14	0.60	0.14
N-NH ₃ mg·l ⁻¹ (N-NH ₃)	0.74	0.28	0.24	0.11
Coliformes Fecales (NMP-100 ml)	8880	7585.67	9600	7200.00
Coliformes Totales (NMP-100 ml)	16800	7200	168000	72000
Caudal (l·seg ⁻¹)	12.43	2.63	3.65	2.25

ES= Error Standard; DBO₅ = Demanda Bioquímica de Oxígeno; NMP = número más probable. Diferentes letras en la misma fila indican diferencia estadística significativa según la prueba de Mann Whitney ($p = 0,04$).

ASPECTOS BIOFÍSICOS

La figura 2 muestra los tipos de corriente encontrados en los dos usos de suelo evaluados. Aunque no se hallaron diferencias significativas entre los dos grupos de quebradas, en las que no tienen corredor ribereño solo se registraron dos tipos de flujo: 90% de corrientes lentas y 10% de corrientes rápidas. Por el contrario, las quebradas con corredores ribereños además de los tipos de corriente mencionados, presentaron turbulencias y piscinas, aunque este último tipo de flujo se observó en menor proporción.

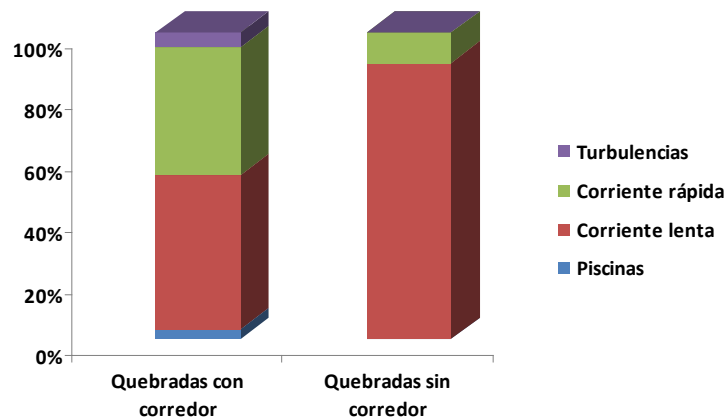


Figura 2. Patrones de corriente en quebradas en zonas ganaderas con y sin corredores ribereños en la cuenca del río La Vieja, Colombia.

A pesar de que para los tipos de sustrato dentro de las quebradas tampoco se hallaron diferencias significativas, fue evidente que las fuentes de agua con corredores ribereños presentaron mayor diversidad de sustratos distribuidos más equitativamente, mientras en las quebradas con influencia ganadera directa el fondo estaba cubierto en su totalidad por lodo (Figura 3).

MACROINVERTEBRADOS

En las seis quebradas evaluadas se encontraron en total 12.574 individuos distribuidos en 16 órdenes, 57 familias y 68 géneros. La fauna béntica estuvo representada principalmente por estados inmaduros y algunos adultos de insectos (Ephemeroptera,

Plecoptera, Trichoptera, Diptera, Coleoptera, Odonata, Hemiptera, Megaloptera y Lepidoptera). Además se colectaron representantes de las clases Gastropoda, Bivalvia, Turbellaria, Hirudinea, Crustacea, Oligochaeta y Nematoda.

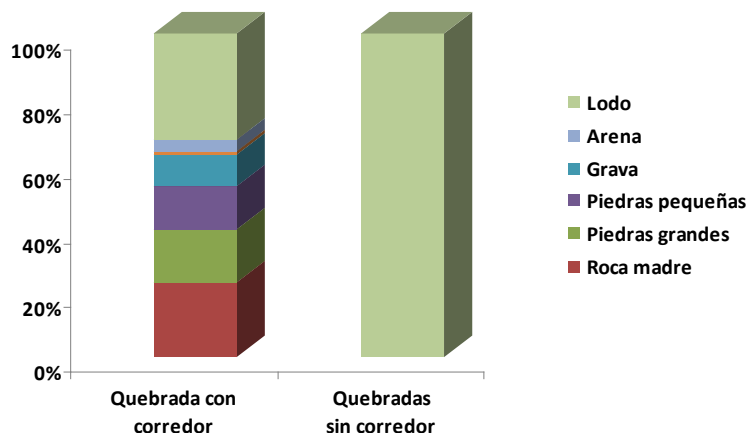


Figura 3. Composición del sustrato en quebradas en zonas ganaderas con y sin corredores ribereños en la cuenca del río La Vieja, Colombia.

No se encontraron diferencias significativas entre los valores promedio de macroinvertebrados en los usos de suelo evaluados (Tabla 2). Sin embargo, las quebradas con corredores ribereños presentaron mayor número y porcentaje de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (EPT) y mayores valores del índice de diversidad de Shannon. Las quebradas sin bosques ribereños por su parte, presentaron mayor abundancia absoluta promedio, tendencia causada principalmente por el número de individuos del *Phylum* Mollusca.

Tabla 2. Valores promedio encontrados en macroinvertebrados en quebradas en zonas ganaderas con y sin corredores ribereños en la cuenca del río La Vieja, Colombia.

Variable	Quebradas con corredor n= 3	Quebradas sin corredor n=3
Abundancia	664.00	3527.33
Riqueza familias	23	23
Riqueza géneros	31.00	30.33
Abundancia EPT	95.60	18.60
% EPT	17.36	0.28
Shannon H' Log Base 10,	0.94	0.39
Diversidad de Simpson (D)	0.25	0.66

EPT: Sumatoria de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera.

Aunque los siguientes valores no fueron significativos, Diptera fue el orden con mayor abundancia relativa tanto para quebradas con corredores ribereños (35.5%) como para quebradas desprotegidas (69.2%). Mollusca fue el segundo grupo en importancia relativa dentro de las quebradas con corredores ribereños (36.2%) y desprotegidas (23.8%), (Figura 4).

En cuanto a la abundancia relativa de familias, no se encontraron diferencias significativas entre quebradas con y sin corredores ribereños (Tabla 3). Chironomidae fue el taxon con mayor porcentaje en los dos grupos de quebradas (protegidas = 28.7%, desprotegidas = 68.4%). En quebradas con corredores ribereños se registró la tendencia a presentar mayor riqueza y abundancia de familias asociadas a ambientes poco perturbados (Leptophlebiidae, Elmidae, Hydropsychidae). Para las quebradas sin corredor ribereño, Sphaeriidae fue el taxón de mayor importancia relativa después de Chironomidae.

DISCUSIÓN

Si bien no se encontraron diferencias estadísticas significativas entre las quebradas evaluadas para la mayoría de las variables, los resultados obtenidos reflejaron una mejor condición en las fuentes de agua con corredores ribereños que aquellas con influencia directa de ganadería.

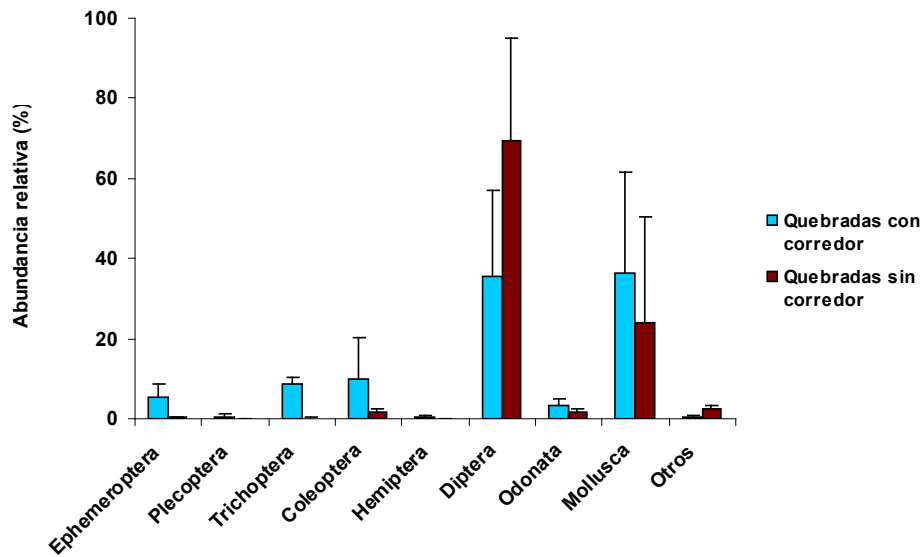


Figura 4. Importancia relativa de macroinvertebrados en quebradas de zonas ganaderas con y sin corredores ribereños, en la cuenca del río La Vieja, Colombia. Líneas verticales sobre las barras corresponden al error standard.

Tabla 3. Abundancia relativa de familias en quebradas en zonas ganaderas con y sin corredores ribereños en la cuenca del río La Vieja, Colombia.

Órdenes / familias	Quebradas con corredor n=3	Quebradas sin corredor n=3
<i>Ephemeroptera</i>		
Baetidae	1.20	0.18
Leptohyphidae	1.96	0.00
Leptophlebiidae	2.01	0.00
<i>Trichoptera</i>		
Hydropsychidae	6.88	0.14
Philopotamidae	1.31	0.00
<i>Odonata</i>		
Libellulidae	0.75	1.40
<i>Coleoptera</i>		
Elmidae	7.88	0.00
Ptilodactylidae	1.81	0.00
<i>Diptera</i>		
Chironomidae	28.71	68.47
Simuliidae	6.17	0.00
<i>Mollusca</i>		
Hydrobiidae	32.53	3.99
Physidae	0.00	2.09
Sphaeriidae	2.91	17.28

Los menores valores de DBO, sólidos totales, sólidos disueltos, nitrógeno amoniacal, fósforo, coliformes fecales y totales, y los mayores valores en oxígeno disuelto en las quebradas con corredores ribereños, confirman que la vegetación que crece alrededor de las quebradas en zonas ganaderas, ejerce funciones muy importantes para la retención de nutrientes y patógenos que pueden llegar por escorrentía desde el área de captación a las fuentes de agua. Por el contrario las quebradas desprotegidas son susceptibles a la contaminación por el aporte directo y desde zonas aledañas de excretas y otros contaminantes que deterioran la calidad del agua y del hábitat.

En otros estudios realizados en quebradas de la misma cuenca, se encontró una tendencia similar a los de esta investigación para los parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos en quebradas protegidas por corredores ribereños (Chará *et al.* 2007, Chará *et al.* 2008). De igual manera en un estudio realizado por Thomas *et al.* (2004), se determinó que quebradas en zonas de pasturas tenían menos oxígeno disuelto y más sólidos suspendidos, nitrógeno amoniacal y fósforo total que quebradas en zonas boscosas. En otra investigación Strauch *et al.* (2009), reportaron mayores valores para oxígeno disuelto en quebradas con poco pastoreo del ganado, mientras las quebradas con alto grado de pastoreo presentaron mayores concentraciones de nitrógeno amoniacal.

La tendencia a acumulación de lodos y menor diversidad de tipos de corriente en quebradas con influencia directa de ganadería es una característica propia de ambientes acuáticos que han sido afectados por cambios en el uso de suelo (Chará *et al.* 2007). Las actividades agropecuarias desarrolladas en el área de captación de las microcuencas, incrementan la erosión y la escorrentía con el consecuente arrastre de sedimentos a las quebradas, lo que sumado al efecto del pisoteo directo del ganado en el cauce, hace que se colmaten los sustratos más gruesos como piedras y grava, importantes para la diversidad de hábitats usados por peces y macroinvertebrados acuáticos (Wohl 2006).

Los sedimentos finos y la erosión producto del pastoreo del ganado en el área ribereña y en toda la cuenca, incrementan la turbiedad y tienen efectos negativos sobre la biota acuática (Nakamura & Yamada 2005). Además los sedimentos se acumulan en las piscinas disminuyendo la profundidad y diversidad en este importante microhábitat.

En cuanto a los macroinvertebrados, Chironomidae y Sphaeriidae, los dos grupos que presentaron mayor abundancia tanto en quebradas con corredores ribereños como desprotegidas, se encuentran comúnmente en ambientes que han sido afectados por actividades agropecuarias (Chará *et al.* 2009). El alto porcentaje de estos grupos, está asociado a la reducción en la calidad del hábitat para otro tipo de organismos. Estas dos familias se encuentran con abundancias muy altas en quebradas que poseen como sustrato lodo, y menor calidad del agua (Posada *et al.* 2000, Roldán 2003).

En las quebradas con corredores ribereños, los mayores valores para los índices de Shannon, EPT (porcentaje y abundancia de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera combinados), y abundancia de los tres órdenes separados, considerados grupos sensibles a la perturbación del hábitat, confirman que existen mejores condiciones de calidad del agua y calidad del hábitat en estos ambientes, que en las quebradas con influencia directa de ganadería (Gamboa *et al.* 2008). Otros estudios han reportado mayor número de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera en quebradas con corredores ribereños que otros usos (Harding *et al.* 2006, Lorion & Kennedy 2009).

La mayor diversidad de organismos en las quebradas protegidas, se relaciona en parte a la mayor diversidad de tipos de sustrato y flujo presente en estos ambientes (Chará *et al.* 2007). En las quebradas que poseen bosques en el área ribereña, existen más posibilidades de aporte de hojas, ramas y troncos a las fuentes de agua, elementos importantes por su aporte de energía y porque proveen barreras físicas dentro del cauce que enriquecen el ambiente. La disminución de los elementos mencionados reduce la diversidad de hábitat primordiales para peces, bentos y otros organismos (Nakamura & Yamada 2005), que los utilizan como refugios y alimento. La salud de los macroinvertebrados es muy importante para los sistemas acuáticos porque proveen de alimento a peces, aves y otros insectos (Choy 2004).

Los resultados de este estudio demuestran la efectividad de las franjas de vegetación ribereña para la protección de los factores bióticos y abióticos de quebradas en la zona cafetera colombiana. La restauración y conservación de los bosques ubicados a lo largo de pequeñas quebradas, debe ser una prioridad para las comunidades y autoridades ambientales, ya que estos ambientes prestan diversos servicios ambientales, entre los que se encuentran proveer de agua a los acueductos rurales.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación contó con el apoyo de los siguientes proyectos: “Desarrollo de servicios ambientales en paisajes ganaderos de la cuenca del Río La Vieja”, ejecutado por la Fundación Centro para la Investigación en Sistemas sostenibles de Producción Agropecuaria-CIPAV, en convenio con la Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca. CVC. Proyecto “Valoración de los bienes y servicios ambientales de la biodiversidad para el desarrollo sostenible de paisajes rurales Colombianos: Complejo Ecoregional Andes del Norte” que ejecuta el Centro de Investigaciones y Estudios en Biodiversidad y Recursos Genéticos, CIE-BREG con el apoyo de COLCIENCIAS. Proyecto de Fortalecimiento del Centro para la Investigación en Sistemas Sostenibles de Producción Agropecuaria (CIPAV) financiado por COLCIENCIAS – SENA (Contrato 480-2008). Agradecemos el apoyo brindado por el Proyecto “Enfoques silvopastoriles integrados para el manejo de ecosistemas” financiado por el GEF-Banco Mundial y FAO-LEAD y a los productores por permitir el acceso a sus predios.

LITERATURA CITADA

- Allan, 2004. Landscapes and riverscapes: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 35: 257-84.
- Barbour, M T., Gerritsen, J., Snyder, B. & J. Stribling. 1999. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish. U. S. Environmental Protection Agency, Office of Water. Washington D.C., USA. 408p.
- Chará, J. 2004. Manual para el Monitoreo de Ambientes Acuáticos en Microcuencas Ganaderas. Fundación CIPAV. Segunda Edición. 52 pp.
- Chará, J., Pedraza, G., Giraldo, L. y D. Hincapié. 2007. Efecto de corredores ribereños sobre el estado de quebradas en la zona ganadera del río La Vieja, Colombia. *Revista Agroforestería de las Américas.* 45: 72-78.
- Chará, J., Pedraza, G. y L. Giraldo. 2008. Corredores ribereños como herramienta de protección de Ambientes Acuáticos en zonas ganaderas. EN: Libro ganadería del futuro: Investigación para el desarrollo. Fundación CIPAV, Cali, Colombia. 490p.
- Chará, J., M. del C. Zúñiga., L. P. Giraldo., G. Pedraza., M. Astudillo., L. Ramírez., C. E. Posso. 2009. Diversidad y abundancia de macroinvertebrados acuáticos en quebradas de la cuenca del río La Vieja, Colombia. pp 129-142. En: Rodríguez, J.M., Camargo, J.C., Niño, J., Pineda, A.M., Arias, L.M., Echeverry, M.A. & Miranda, C.L. (eds.) Valoración de la Biodiversidad en la Ecorregión del Eje Cafetero. CIEBREG. Pereira, Colombia.
- Choy, M. L. 2004. A comparison of the effects of regulated and non-regulated hydrologic regimes on fine sediment deposition and benthic macroinvertebrate distributions. Senior thesis. University of California, Berkeley.
- Etter, A. & W. Wyngaarden. 2000. Patterns of landscape transformation in Colombia, with emphasis in the Andean region. *Ambio* 29: 412-439.
- Gamboa, M., Reyes, R. y J. Arrivillaga. 2008. Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de salud ambiental. *Boletín de Malariaología y Salud Ambiental.* 48: 109-120.
- Hansen, A. J., Defries, R. S. & W. Turner. 2004. Land use change and biodiversity: A Synthesis of Rates and Consequences during the Period of Satellite Imager. In G. Gutman *et al.* (eds.), *Land Change Science*, 277-299.
- Harding, J. S., Claassen, K. & N. Evers. 2006. Can forest fragments reset physical and water quality conditions in agricultural catchments and act as refugia for forest stream invertebrates?. *Hydrobiologia.* 568: 391-402.
- InfoStat. 2008. InfoStat, version 2008. Manual del Usuario. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba. 1 ed. Argentina.
- Kondolf, G. M., Pie'gay, H. & N. Landon. 2007. Changes in the riparian zone of the lower Eygues River, France, since 1830. *Landscape Ecology.* 22: 367-384.
- Lorion, C. & B. Kennedy. 2009. Relationships between deforestation, riparian forest buffers and benthic macroinvertebrates in neotropical headwater streams. *Freshwater Biology.* 54: 165-180.
- Lowrance, R., Altier, L. S., Newbold, J. D., Schnabel, R. R., Groffman, P. M., Denver, J. M., Correll, D. L., Gilliam, J. W., Robinson, J. L., Brinsfield, R. B., Staver, K. W., Lucas, W. & A. H. Todd. 1997. Water quality functions of riparian forest buffers in Chesapeake bay watersheds. *Environmental Management.* 21: 687-712
- Moerke, A & G. Lamberti. 2004. Restoring Stream Ecosystems: Lessons from a Midwestern State. *Restoration Ecology.* 12: 327-334.
- Murgueitio, E. y M. Inbrahim. 2001. Agroforestería pecuaria para la reconversión ganadera en América Latina (en línea). *Livestock Research for Rural Development* 13(3). Consultado 10 m ay. 2005. Disponible en: <http://www.cipav.org.co/lrrd/lrrd13/3/murg133.htm>
- Murgueitio, E. y M. Inbrahim. 2008. Ganadería y medio ambiente en América tropical, p. 19-39. En: Murgueitio, E., C. Cuartas, J. Naranjo (eds). *Ganadería del futuro: Investigación para el desarrollo.* Fundación CIPAV. Cali, Colombia.

- Nakamura, F. & H. Yamada. 2005. Effects of pasture development on the ecological functions of riparian forests in Hokkaido in northern Japan. *Ecological Engineering* 24: 539–550.
- Norris E. 2001 Riparian Restoration. Technical Report. Wetlands Program. No 01-6.
- Osborne, L. & D. Kovacic. 1993. Riparian Vegetated buffer strips in water quality restoration and stream management. *Freshwater Biology* 29(2):243-258.
- Posada, J., Roldán, G. y J. Ramírez. 2000. Caracterización fisicoquímica y biológica de la calidad de aguas de la cuenca de la quebrada Piedras Blancas, Antioquia, Colombia. *Revista Biología Tropical*. 48: 59-70..
- Quinn, J., Williamson, R. B., Smith, R. K. & M. L. Vickers. 1992. Effects of riparian grazing and channelisation on streams in Southland, New Zealand. 2. Benthic invertebrates. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*. 26: 259-273.
- Roldán, G., 2003. Bioindicación de la calidad del agua en Colombia: Uso del método BMWP/Col. Medellín, Editorial Universidad de Antioquia.
- Strauch, A. M., Kapust, A. R. & C. C. Jost. 2009. Impact of livestock management on water quality and streambank structure in a semi-arid, African ecosystem. *Journal of Arid Environments*. 73: 795–803.
- Thomas, S., Neill, C., Deegan, L., Krusche, A., Ballester, V. & R. Victoria. 2004. Influences of land use and stream size on particulate and dissolved materials in a small Amazonian stream network. *Biogeochemistry*. 68: 135–151.
- Wohl, E. 2006. Human impacts to mountain streams. *Geomorphology*. 79: 217–248.



51. SÍNTESIS SIMPOSIO SOBRE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA DE HUMEDALES Y RÍOS

Itma Selene Torres Rodríguez

*Bióloga. Grupo de Restauración Ecológica
Departamento de Biología Universidad Nacional de Colombia*

RESUMEN

Dentro del Simposio de Restauración de Humedales y Ríos se presentaron 22 trabajos (en modalidad oral y cartel), 18 para el caso de ecosistemas de humedal y 4 para el caso de ríos. Los trabajos presentados en el caso de los humedales son en su gran mayoría esfuerzos realizados en humedales de centros urbanos del Distrito Capital y dos trabajos presentados en el departamento de Córdoba. Se presentaron trabajos en 6 de los 13 Parques Ecológicos Distritales de Humedal, con resultados exitosos que incluyen esfuerzos conjuntos de autoridades ambientales, la comunidad científica y la comunidad local. Para el caso de la restauración de ríos se presentaron dos trabajos a nivel nacional en los departamentos de Quindío y el Valle y a nivel internacional restauración de ríos y bosques riparios y humedales en España.

Palabras Clave: Humedales, Ríos, Restauración Ecológica, Calidad del Agua, Ecohidráulica, Hidrogeomorfología.

INTRODUCCIÓN

Según Tiner (2000), el término humedal ha sido usado para definir el universo de hábitats húmedos que incluyen marismas, pantanos, ciénagas y áreas similares. Los humedales son ambientes sujetos a inundación periódica o permanente o prolongada saturación del suelo, suficiente para el establecimiento de hidrófitas y el desarrollo de suelos o sustratos hídricos. Son ambientes donde el recurrente exceso de agua es el factor que controla toda la biota y debido a las diferencias regionales en cuanto a regímenes hidrológicos, climáticos, procesos de formación del suelo y configuraciones geomorfológicas, existen gran variedad de arreglos de comunidades de plantas de humedal y tipos de suelos hídricos a lo largo de las regiones del mundo.

Existen muchas definiciones para describir los ecosistemas de humedal, siendo la definición de la Convención Ramsar-1998 una de las más citadas e incluyentes de la gran variedad de ambientes existentes en este ecosistema, cuya categorización incluye los ambientes artificiales. En términos generales varios autores concuerdan con que este tipo de ecosistema es bastante complejo y ha sido vital en el desarrollo de las sociedades del mundo. En este contexto, según el IAvH (1998) los humedales presentan ciertas características ecológicas que han beneficiado a las sociedades que los circundan: *Físicas*: regulación del ciclo hídrico superficial y de acuíferos, retención de sedimentos, control de erosión y estabilización microclimática. *Químicas*: regulación de ciclos de nutrientes (retención, filtración y liberación) y descomposición de biomasa terrestre como base de la productividad de los sistemas acuáticos. *Bio-ecológicas*: productividad biológica, estabilidad e integridad de ecosistemas y retención de dióxido de carbono y *Sociales*: sistemas productivos y socioculturales (economías extractivas, pesca artesanal, caza, recolección, pastoreo y agricultura en épocas de estiaje), recursos hidrobiológicos y soporte de acuicultura. Algunos humedales sustentan procesos comerciales, tales como la industria del palmito y la explotación forestal en cativales y guandales. Adicionalmente prestan beneficios y servicios ambientales como la regulación del microclima local, regulación de crecientes durante la época de lluvias, gran diversidad de microorganismos con potencialidades biotecnológicas, regulación de caudales hídricos, fijación de nitrógeno y carbono y sumidero de nutrientes y agentes tóxicos (Secretaría Distrital de Ambiente 2008). Es por estas cualidades que los ecosistemas de humedal toman gran importancia a nivel mundial, importancia que se ratifica internacionalmente en 1971 en la Convención Ramsar “Convención Relativa a los Humedales de Importancia Internacional, especialmente como Hábitat de Aves Acuáticas”, la cual entró en vigor en 1975 y fue ratificada por Colombia mediante la ley 357 de 1997. En esta convención se han declarado 1.317 humedales de importancia internacional que equivale a 11 millones de hectáreas.

Aunque según el IAvH (1998) no existe un inventario de los humedales de Colombia, estos se distribuyen en todas las regiones y ecosistemas del país. Rangel *et al.* (1997) describen algunos de ellos: en la región de la Amazonía y la Orinoquía predominan los humedales ribereños con vegas de inundación asociados a bosques de gramalotes, varzea e igapo en el caso de la Amazonía o morichales en la región de la Orinoquía; en la región de la Costa Pacífica se encuentran los humedales marinos y estuarinos, con tendencia a formar fondos lodosos y cenagosos donde se establecen muy bien los manglares; en la región de la Costa Caribe el ambiente de aguas saladas y salobres permite la presencia de la mayor variación de humedales costeros del país

(riberños, lacustres, palustres, marinos y estuarinos) y finalmente es la región andina la que sustenta la mayor variabilidad de sistemas de humedales dulceacuícolas del país que incluye los ambientes húmedos a lo largo del rango altitudinal.

TRABAJOS PRESENTADOS EN EL SIMPOSIO

Los resúmenes de las siguientes presentaciones se encuentran consignados en el libro de Resúmenes y Programa del I Congreso Colombiano de restauración Ecológica & II Simposio Nacional de Experiencias en Restauración Ecológica realizado por GREUNAL en 2009.

RESTAURACIÓN DE HUMEDALES

MODALIDAD ORAL

Restauración de Humedales

Guillot-Monroy, Gabriel. Profesor Asociado, Departamento de Biología. Universidad Nacional de Colombia.

Desarrollo de un índice para la valoración ecológica de los humedales de Bogotá

Gabriel Antonio Pinilla-Agudelo. Departamento de Biología. Universidad Nacional de Colombia.

Experiencias en la reconformación física y rehabilitación ecológica de las riberas de humedales de entornos urbanos.

Caso humedal la Vaca, sector norte Bogotá D. C., Colombia

Byron Calvachi Zambrano. Coordinador programa humedales, Gerencia Cooperativa Ambiental, Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá D. C.

Regeneración de la vegetación del humedal de Jaboque, a partir de su banco de semillas germinable

Yudy Alexandra Ávila Parra, Alba Lucía Montenegro y Hooz Angela Chaparro.

Manejo productivo como herramienta de restauración ecológica en humedales

Roberto Lindig Cisneros, Yazmín Escutia Lara, Steven Hall y Joy B. Zedler.

La Restauración hidrogeomorfológica de los humedales del D.C: caso sector norte del humedal de La Vaca

Alexandra Garzón. Asesor Ecohidrología-Programa Humedales, Gerencia Corporativa Ambiental. Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá D.C.

Humedal Santa María del Lago: experiencia de rehabilitación ecológica de un ecosistema urbano y consolidación del aula ambiental en Bogotá D. C.

Liliana Chisacá Hurtado, Libia M. Hernández Martínez y Germán Andrés Quimbayo. Secretaría Distrital de Ambiente Subdirección de Ecosistemas y Ruralidad.

MODALIDAD CARTEL

Influencia del cuerpo de agua y la materia orgánica sobre el contenido de plomo en suelos del humedal Jaboque

Díaz-Cruz, Nathaly Alexandra, Vera, Diana Fernanada y Castrillón, William Fernando.

Efecto de la restauración hidrogeomorfológica sobre la calidad del agua, los macroinvertebrados acuáticos y la riqueza y abundancia de la avifauna en tres sectores del humedal La Conejera, Bogotá

Galindo, Laura N. Fundación Humedal La Conejera-Universidad de los Andes.

Posibilidades de restauración ecológica del complejo cenagoso del Bajo Sinú, Córdoba, Colombia

Gil-Patiño, Nelson E. y Montoya, Restrepo, Jorge.

Implementación de estrategias para la conexión de los espejos de agua de la antigua zona de préstamo 6; Tierralta-Córdoba, Colombia

Gonzales, Usta y Ortega, Dalia. Fundación Trópico-Urra S.A E.S.P.

Humedal Tibanica: experiencia de coordinación interinstitucional en un proceso de recuperación de un ecosistema urbano

Rey-Sabogal, Luz Stella y Chisacá-Hurtado, Liliana. Grupo de Humedales Secretaría Distrital de Ambiente.

Caracterización del banco de semillas del Humedal Tibanica y su potencial para la restauración de la vegetación

Rojas-Botero, Sandra Liliana. Universidad Nacional de Colombia.

Evaluación del potencial de restauración del humedal de Córdoba a partir de su banco de semillas

Avila-Parra, Yudy.

Mecanismos de persistencia de ocho especies vegetales del humedal de Jaboque

Avila-Parra, Yudy.; Montenegro s. Alba Lucía y Vargas-Ríos, Jesús Orlando. Universidad Nacional de Colombia.

Composición de Diatomeas perifíticas en cinco humedales y su relación con variables fisicoquímicas-Avance de estudio

Castro-Roa, Denisse y Pinilla. Agudelo, Gabriel Antonio.

RESTAURACION EN RÍOS

MODALIDAD ORAL

Efectos de los corredores ribereños sobre las características bióticas y abióticas de quebradas ganaderas de la cuenca del río la Vieja

Lina P Giraldo, Julián Chará, María del Carmen Zuñiga, Gloria Pedraza, Ana M. Chará. Centro para la Investigación en Biodiversidad Y Recursos Genéticos, CIEBREG. Centro para la Investigación en Sistemas Sostenibles de Producción Agropecuaria, CIPAV.

Cambios en el ambiente acuático asociados a la restauración del corredor ribereño en una quebrada afectada por ganadería en la cuenca del río La vieja, Colombia

Julián Chará, Lina P. Giraldo., María del Carmen Zúñiga, Ana Marcela Chará-Serna y Gloria Ximena Pedraza. Fundación Centro para la Investigación en Sistemas Sostenibles de Producción Agropecuaria.

La Perspectiva funcional en la restauración y rehabilitación de ríos: ejemplos desde la Península Ibérica

Elosegi, Arturo. Facultad de Ciencia y Tecnología, Universidad del País Vasco.

CONFERENCIAS MAGISTRALES

Restauración de bosques riparios de ríos y humedales

Magdaleno-Mas, Fernando. Ing. CEDEX-Ministerio de Fomento-Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.

Instrumentos de política para la conservación de ecosistemas: caso protocolo distrital de recuperación y rehabilitación de humedales en centros urbanos. Bogotá, Colombia

Montoya-Villareal, Sandra Patricia. Coordinadora Grupo de restauración. Secretaría Distrital de Ambiente.

SÍNTESIS

Guillot- Monroy, G, expuso el marco conceptual referente a las funciones ecosistémicas, el estado actual de estos ecosistemas en el país y los bienes y servicios que éstos prestan, destacando tanto su funcionalidad e importancia biológica y la relación que estos han tenido con las culturas humanas como las problemáticas que han surgido producto del uso inadecuado de sus recursos. En términos generales las causas principales de la pérdida y degradación de los humedales se deben principalmente a pérdida de área, cambios en el régimen hídrico, cambios en la calidad del agua, uso inadecuado de los recursos e introducción de especies invasoras (IWRB 1993). Como casos puntuales de pérdida severa de ecosistemas de humedal en Colombia se tiene un estudio de 200 manglares entre 1989 y 1991 en el área insular caribeña, donde casi todos presentaban daño y más del 50% daño severo (véase referencias en Moser *et al.* 1996); en el plano aluvial del Valle del Cauca se perdió el 88% de los humedales entre los años 1950s y 1980s por transformación de tierras, drenaje para ampliación de tierras agrícolas, regulación de ríos y contaminación (Restrepo y Naranjo 1987) y el 80% de los bosques de manglar se perdieron entre 1970 y 1987 debido a cambios en el ciclo hídrico y aprovechamiento forestal (Naranjo 1993, Moser *et al.* 1996).

Las siguientes presentaciones son estudios de caso de procesos de recuperación, rehabilitación y conservación de los humedales del Distrito Capital, en los humedales La Vaca, Santa María del Lago, Jaboque, Córdoba, La Conejera y Tibanica. Aunque

estos proyectos y programas representan un esfuerzo importante en humedales de centros urbanos que durante años fueron degradados por la sociedad e ignorados por las autoridades ambientales, constituyen un porcentaje de menos del 50% respecto a los 13 humedales que de acuerdo al decreto 190-04-Revisión del POT, se incluyen como Parques Ecológicos Distritales de Humedal, y representan un porcentaje bastante bajo de los humedales presentes en el país. Estos Parques Ecológicos son un relicto bastante pequeño de la gran extensión que en alguna época ocuparon los humedales en el Distrito capital y actualmente hacen parte de la estructura Ecológica principal-POT, 2000, definida como la “red de espacios y corredores verdes que sostienen y conducen la biodiversidad y los procesos ecológicos esenciales a través del territorio distrital y regional, en sus diferentes formas e intensidades de ocupación, dotando al mismo de servicios ambientales para su desarrollo sostenible.” (Secretaría Distrital de Ambiente 2008).

Los trabajos presentados en este simposio muestran esfuerzos de carácter socio-político-científico, que corresponden a programas que incorporan lineamientos de manejo del paisaje o territorio dentro de sus estrategias y también esfuerzos de carácter científico por medio de proyectos puntuales basados en la evaluación y monitoreo de variables ecológicas, indicadoras de la recuperación de estos ecosistemas, los cuales en algunos casos son proyectos extensivos de los programas descritos inicialmente.

Chisacá-Hurtado, L presentó un proyecto exitoso en el humedal Santa María del Lago, que se puede evidenciar actualmente con el aumento de la diversidad de hábitats que ha mejorado la oferta para la fauna y flora, asegurando así su permanencia en el humedal y ha contribuido a mejorar la oferta paisajística. La recuperación del humedal se basó en la implementación de 4 líneas de acción que en términos generales incluyen: 1) Recuperación hidráulica con el restablecimiento de los tres tipos de entrada del ecosistema: periodicidad y amplitud de las crecientes, capacidad hidráulica y diversidad batimétrica, favoreciendo así aquellas profundidades y cotas de inundación más favorables para las aves acuáticas. 2.) Recuperación sanitaria al mejorar la calidad de agua en cada una de las tres entradas y el control del proceso de eutrofización y colmatación. 3.) Recuperación y rehabilitación biótica con revegetalización, provisión de hábitats diversos, conexión de franjas y disposición de atractores para la fauna como perchas, frutos claves y sitios de anidación y 4). Paisajismo con adecuaciones encaminadas a actividades de recreación pasiva y educación ambiental. Estos esfuerzos culminados en el 2002 generaron como resultado el Parque Ecológico Distrital Humedal Santa María del Lago como Aula Ambiental.

Para el humedal La Vaca, Byron Calvachi-Zambrano, mostró algunas estrategias que incluyen el rescate y traslado de fauna a confinamiento provisional y el uso de vegetación propicia; para recuperar los atributos de los ecosistemas nativos riparios; como especies heliófilas colonizadoras formadoras de suelo, especies arbóreas propias de la sucesión secundaria avanzada y especies de crecimiento rápido y abundante producción de hojarasca. Es de resaltar que en el proceso no solo incorporaron factores ecológicos sino también factores sociales y culturales articulando los diseños ecológicos con las necesidades urbanas y las áreas destinadas a la educación y recreación pasiva. Garzón, A., para el mismo humedal presentó los resultados de las obras de adecuación hidrogeomorfológica y restauración de hábitats acuáticos, semiacuáticos y terrestres. Esta metodología incluye medidas de ingeniería ecológica como uso de humedales construidos y de ecoidráulica para manejar y potencializar la hidrodinámica del ecosistema. Para el año 2008 el programa de recuperación del humedal, iniciado dos años atrás, ya presentaba resultados positivos con parches de árboles nativos sobre la ribera, recuperación del suelo, retorno de la fauna silvestre (la lengua azul y la monjita), apropiación de las comunidades, mayor compromiso de la Alcaldía Local y la Policía Metropolitana, mejora de las condiciones sociales del sector y de la calidad de aguas de la microcuenca hacia el río Bogotá. Por estas características los ejecutores y participantes del programa fueron acreedores para el 2008 del segundo puesto en el Premio por una Bogotá mejor.

Rey-Sabogal, L. y Chisacá-Hurtado, L., incluyeron dentro de los procesos de restauración ecológica de ecosistemas de humedal un esfuerzo de coordinación interinstitucional, donde la Secretaría Distrital de Ambiente junto con el Comité Interinstitucional conformado por varias entidades gubernamentales se articularon para llevar a cabo un proceso de recuperación en el humedal de Tibanica a través de la adquisición de predios, reasentamiento de las familias, formulación participativa del plan de manejo ambiental e implementación de proyectos, con un esquema participativo con acciones de manejo, vigilancia, gestión social y mantenimiento.

Por otro lado Rojas-Botero, S., planteó para el mismo humedal, evaluar los bancos de semillas de los humedales que dentro del paisaje se encuentran en mejores condiciones ecológicas para caracterizar y determinar aquellos factores que podrían facilitar y fortalecer los procesos de restauración. Siguiendo con la línea sobre estudios de bancos de semillas en el humedal Jaboque Avila-Parra, Y., planteó que al evaluarlos se puede determinar el potencial de restauración del humedal y propuso implementar 3 estrategias de manejo que incluyen donación directa ó trasplante de suelo, donación indirecta y pequeños disturbios. Estas estrategias se complementan con 5 líneas para manejo de especies oportunistas terrestres propuestas por Avila-Parra, Yudy, *et al*: 1.) Controlar la invasión de *Pennisetum. clandestinum* (Kikuyo), por competencia con especies propias del humedal. 2.) Reducir la expresión de especies oportunistas a partir del banco de semillas, mediante el manejo del régimen hídrico. 3.) Estudiar el

efecto del pastoreo en la dispersión y control de este tipo de especie. 4.) Probar la eficacia de diferentes barreras naturales en la ronda del humedal para minimizar el ingreso de especies invasoras terrestres y 5.) Investigar la dinámica poblacional y la historia de vida de *Cuscuta indecora* para determinar los mecanismos más adecuados para su control. Otra estrategia es el estudio de los mecanismos por los cuales las especies propias de los humedales permanecen en el ecosistema conociendo aspectos como su producción y regeneración para así contribuir al mantenimiento y repoblamiento de las comunidades en el ecosistema.

Para el caso del humedal de La Conejera, Galindo, L., demostró que los procesos de restauración hidrogeomorfológica que se llevaron a cabo en este ecosistema, mejoraron ciertas condiciones ecológicas evidenciando una mejoría en la calidad del agua, incremento de la diversidad de macroinvertebrados acuáticos y de la riqueza y abundancia de avifauna y el repoblamiento de aves endémicas en peligro. Adicionalmente se presentaron trabajos donde se evaluaron las variables y los parámetros a tener en cuenta para determinar el estado de conservación de los humedales y la búsqueda de herramientas fáciles y confiables para su evaluación y así proponer medidas de restauración acordes con las características fisicoquímicas y biológicas que estos presentan. En este contexto Pinilla-Agudelo, G, presentó una primera aproximación a la elaboración de índices limnológicos multimétricos en el país, para evaluar el estado actual de conservación o salud ecológica de 5 humedales y aunque recomienda más estudios para validar esta metodología, este trabajo es innovador ya que el ICOL (Índice de Condiciones limnológicas) propuesto, constituye una herramienta de gestión que se puede utilizar para valorar los cambios en los humedales después de procesos de restauración, limpieza o manejo hidráulico. El mismo autor junto con Castro-Roa, D, mostraron un estudio donde proponen un índice biótico para evaluar el estado de deterioro de los humedales con base en la comunidad de diatomeas bioindicadoras que estos presentan. Estos trabajos son esenciales para medir el éxito y veracidad de los procesos de restauración ecológica actuales y con base en estos resultados generar estrategias más precisas en procesos futuros.

Un componente interesante dentro de los procesos de restauración ecológica lo expusieron Gil-Patiño, N. y Montoya-Restrepo, J., para el caso de los humedales del departamento de Córdoba, donde presentaron una visión de la restauración ecológica desde la problemática social, donde el potencial de restauración de la zona de estudio (complejo cenagoso del bajo Sinú), está asociado tanto a problemas de degradación ambiental como a problemas sociales de violencia, alta pobreza y políticas macroeconómicas del país. De otro lado Gonzales, U & Ortega, D. mostraron un trabajo donde se incorpora el aporte de soluciones a las necesidades de la comunidad en lo que ellos denominaron como labor social y un componente encaminado a la recuperación como tal del ecosistema, que incluye obras de bioingeniería y recuperación de las zonas aledañas a los espejos de agua obteniendo resultados como la detención de la erosión, rendimiento alto de las especies sembradas y sentido de pertenencia de la comunidad por el proceso adelantado.

Los esfuerzos y resultados de los procesos de recuperación de los humedales del Distrito Capital expuestos anteriormente fueron recopilados en el Protocolo de Recuperación y Rehabilitación de Humedales en Centros Urbanos, producto de la construcción política de humedales adoptada por el decreto 624-07 y liderado por la Secretaría Distrital de Ambiente y como bien expuso Montoya-Villareal, S, representa una guía sobre los principales aspectos y técnicas que se deben tener en cuenta al momento de llevar a cabo procesos de recuperación o rehabilitación de humedales.

Finalmente Roberto Linding presentó un trabajo de manejo productivo como herramienta de restauración de humedales para el caso de los humedales de Mintzia en Michoacán, México, que representa un cuestionamiento a las prácticas tradicionales de manejo del lugar, donde a partir del estudio de los efectos de las actividades de uso y extracción sobre estos ecosistemas proponen el control de disturbios causados por la actividad humana.

En cuanto a experiencias de restauración ecológica en ríos sólo se presentaron dos experiencias para el país. Esto no significa que sean las únicas experiencias existentes a nivel nacional, pero representa un retraso en los procesos de divulgación del conocimiento y creación de redes académicas, que son precisamente objetivos vitales en este tipo de encuentros académicos.

En un sentido amplio los ecosistemas riparios son claves para el funcionamiento de muchos ecosistemas que dependen directa o indirectamente de él. Así por ejemplo, en muchos ecosistemas la presencia de bosques de galería es vital para el mantenimiento de la dinámica hídrica que determina el funcionamiento de varias unidades de vegetación influenciadas directa o indirectamente por este ecosistema. Según Ceccon (2003) los bosques ribereños se consideran la base de la cadena alimentaria de los cuerpos de agua. El material orgánico proveniente del mantillo (hojas y ramas caídas en descomposición), transportado hacia el cuerpo de agua a partir de la vegetación marginal en zonas tropicales, constituye un suministro energético más importante que la producción autóctona de los ríos. Al interior de los ecosistemas ribereños existen gran variedad de hábitats claves para muchas especies de fauna, que son utilizados por ejemplo como zonas de desove, crianza o refugio en los veranos secos e inviernos fríos. Los bosques de galería pueden influir en las cadenas tróficas de los peces y su alteración en composición y estructura de la vegetación ribereña puede causar varios daños a la comunidad de los ríos tropicales. También tiene un papel

importante en el manejo integrado de plagas en las zonas aledañas y su papel como corredor y lugar de alimento y descanso para la fauna silvestre es indiscutible. Por estas razones los ecosistemas ribereños son ecosistemas clave para el funcionamiento, mantenimiento y recuperación de muchos tipos de hábitat influenciados directa o indirectamente por este.

Para el caso de la restauración ecológica en ríos Elosegi, Arturo, presentó ejemplos de restauración en la Península Ibérica, resaltando que aunque es importante incluir variables ligadas al funcionamiento del ecosistema, existen muy pocos métodos estandarizados para evaluar el funcionamiento de ecosistemas fluviales. Es por esto que el mejoramiento de este tipo de ecosistemas exige un conocimiento detallado de las características hidrogeomorfológicas del tramo y una visión dinámica y funcional del ecosistema. Resaltó también la falta de monitoreo en los procesos de recuperación, poco conocimiento tanto del tiempo de recuperación de las comunidades como de sus procesos y el efecto que tiene el considerar toda o gran parte de la red fluvial sobre el éxito de recuperación de un área específica. Magdaleno-Mas, F., también hizo énfasis en que en la recuperación de la dinámica natural del río debe estar inmerso no sólo el tramo de interés, sino las zonas que la preceden y sus zonas de influencia, así como también la recuperación de los bosques riparios aledaños asegurándose de que estos no se encuentren aislados del conjunto de ecosistemas terrestres que dependen del medio acuático. En un sentido amplio éstos autores enfatizan en concebir las zonas a restaurar como parte de una red de ecosistemas, flujos y procesos que afectan sus dinámicas y afectarán su respuesta a los procesos de recuperación, es decir que hacen parte de un paisaje que se debe contemplar a diferentes escalas y niveles de manejo para lograr su recuperación exitosa.

Dentro de los estudios de caso nacionales Chará, J, mostró que al restaurar corredores ribereños en el departamento de Quindío se mejoraron las características bióticas y abióticas de las quebradas asociadas a estos. Resultado que es corroborado por Giraldo, L, en quebradas ganaderas en el departamento del Valle, donde los investigadores confirmaron que a nivel local la recuperación de los corredores ribereños puede contribuir a mejorar la calidad del agua, el microhábitat y la diversidad acuática de las quebradas asociadas.

CONCLUSIONES

En términos generales se evidencia un gran interés por la recuperación de ecosistemas de humedal en centros urbanos, dada su actual importancia a nivel mundial y nacional, los cuales, en el caso de Bogotá D. C., han seguido los lineamientos que dicta el Decreto 061 de 2003 sobre la reconfiguración y rehabilitación de las riberas de los humedales urbanos, que se basa en objetivos del Plan de Gestión Ambiental del Distrito Capital de Bogotá y se fundamentan en la fotointerpretación de coberturas, fotogeología de las geoformas, análisis paleoecológicos y estatigráficos, estudios físico-químicos y geotécnicos del suelo, inventarios forestales y análisis de condiciones urbanas y socioculturales. Estos trabajos incorporan el componente participativo y el compromiso social e institucional, lo cual ha generado resultados exitosos a nivel ecosistémico; representado en la mejora del hábitat y las condiciones físicoquímicas de varios humedales, repoblamiento de especies nativas entre otras; a nivel político; reflejado en la construcción de la política de humedales; y a nivel social representado en el compromiso, interés, participación y sentido de pertenencia de las comunidades locales. Así se ratifica que la restauración ecológica es un proceso que tendrá efectos realmente importantes en la medida que involucre tanto la dimensión biológica como la dimensión social y política siendo estas últimas las que generalmente constituyen las barreras más fuertes a la restauración ecológica.

Pese a estos esfuerzos a nivel urbano, cabe resaltar, como ya se mencionó anteriormente, que Colombia posee gran cantidad de humedales en todas las regiones y ecosistemas y los esfuerzos por recuperar y conservar estos ambientes se han concentrado en las zonas urbanas.

Se ve claramente una ausencia de trabajos de restauración en ríos, con sólo dos trabajos en Colombia en los departamentos de Quindío y el Valle del Cauca, dentro de paisajes ganaderos con resultados favorables sobre el ecosistema, pero con ausencia del componente social.

LITERATURA CITADA

- Ceccon, E. 2003. Los Bosques Ribereños y la Restauración y Conservación de las cuencas hidrográficas. Universidad Nacional Autónoma de México. Pp46-53.
- Grupo de restauración ecológica, Universidad Nacional de Colombia-GREUNAL. I Congreso Colombiano de restauración Ecológica & II Simposio Nacional de Experiencias en restauración ecológica. Junio de 2009.

- IAvH - Instituto de Investigación de recursos Biológicos Alexander Von Humboldt. 1998. Hacia la conservación de los Humedales de Colombia. Biosíntesis. BOLETIN No. 9 * Nov. 1998. ISSN 0123-7896.
- International Waterfowl and Wetlands Research Bureau (IWRB) 1993. Conclusions of a workshop on measuring ecological change in wetlands. In Moser, Prentice, & van Vessem. 1992.
- Moser, M., Prentice, C. & S. Frazier. 1996. A global overview of wetland loss and degradation. In *Proceedings of the 6th Meeting of the Conference of Contracting Parties*, Brisbane, Australia, Papers, Technical Session B, Vol. 10/12B, 19.27 March 1996, Ramsar Convention Bureau, Gland, Switzerland, 21.31.
- Rangel, J. O.; Lowy-C, P. D. y M. Aguilar. 1997. Distribución de los tipos de vegetación en las regiones naturales de Colombia. En: Rangel, J. O.; Lowy, P. D., y M. Aguilar, M. Colombia. *Diversidad Biótica II*. Bogotá: Universidad Nacional de Colombia. p. 383-402.
- Restrepo, C. & L. G. Naranjo. 1987. Recuento histórico de la disminución de humedales y la desaparición de aves acuáticas en el Valle del Cauca, Colombia. In: Alvarez, H., Kattan, G. & Murcia, C. (eds.). *Memorias III Congreso de Ornitología Neotropical*. Cali: ICBP-USFWS-SVO; pp.43-45.
- Secretaria Distrital de Ambiente (2008). Protocolo de restauración y rehabilitación ecológica de humedales en centros urbanos. Dirección de Planeación y Gestión Ambiental. Oficina de Ecosistemas Estratégicos y Biodiversidad. Bogotá, Colombia.
- Tiner, R. W. 2000 "Wetland Definitions" in: *Wetland indicators: A guide to Wetland Identification, Delineation, Classification, and Mapping* " Boca Raton: CRC Press LLC. New York.



SIMPOSIO RESTAURACIÓN ECOLÓGICA CON PARTICIPACIÓN COMUNITARIA

52. PARTICIPACIÓN DE NIÑOS Y JÓVENES EN LA INVESTIGACIÓN PARA LA RESTAURACIÓN DE BOSQUES

Zoraida Calle, Eudaly Giraldo, Lorena Piedrahita

Área de Restauración Ecológica

CIPAV – Centro para la Investigación en Sistemas Sostenibles de Producción Agropecuaria

zoraida@cipav.org.co

RESUMEN

Muchas comunidades rurales enfrentan el reto de recuperar la base de recursos naturales de la cual dependen su supervivencia y bienestar. Existen dos fuentes principales de conocimiento para emprender esta tarea. Por una parte está el marco conceptual y metodológico que ofrece la restauración ecológica, una disciplina científica joven que aún tiene más preguntas que respuestas. Por otra parte está el conocimiento ecológico tradicional, basado en las observaciones empíricas de la naturaleza hechas por varias generaciones de hombres y mujeres. Si bien este conocimiento es un patrimonio invaluable de las comunidades, pocas veces ha sido aplicado explícitamente a la restauración de ecosistemas. Para generar métodos y estrategias de restauración que sean coherentes en lo científico y a la vez aceptables en lo cultural y lo social, se requiere el diálogo entre ambas fuentes de conocimiento.

El proyecto *Identificación de especies nativas para la restauración ecológica de los bosques andinos con participación comunitaria*, apoyado por Colciencias en su primera convocatoria Diálogo de Saberes, involucró a dos comunidades de la cordillera Occidental colombiana en la investigación básica y aplicada para la restauración ecológica de sus bosques. Este artículo resume el proceso metodológico y algunos resultados de este proyecto.

INTRODUCCIÓN

RESTAURACIÓN ECOLÓGICA

La restauración ecológica es el proceso de apoyar la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido (SER 2004, Clewell *et al.* 2005). Esta disciplina se basa en dos supuestos: 1. Muchas de las fuerzas que causan la degradación son temporales. 2. La pérdida de hábitats y el descenso de las poblaciones de especies silvestres son reversibles en algún grado.

El marco conceptual con el que enfrentamos los retos de la restauración ecológica es de recuperación luego de una pérdida temporal. Así, los problemas de la conservación se ven en el contexto de una posible recuperación futura. Por lo tanto, la restauración puede ser considerada una ciencia optimista (Young 2000).

Existe consenso en que la primera tarea en un proyecto de restauración debe ser definir un *ecosistema de referencia*, es decir, un modelo para planear el proyecto de restauración ecológica, y para evaluar su éxito más adelante (SER 2004, Clewell *et al.* 2005). Uno de los principios fundamentales en esta disciplina es la autenticidad biológica, por lo cual se le da preferencia siempre que sea posible a las especies nativas sobre las no autóctonas.

Por otra parte, el éxito de la restauración está ligado estrechamente a la participación de las comunidades locales (Aronson *et al.* 2007, Gann & Lamb 2006). La crisis ambiental actual nos obliga a repensar nuestro mundo y la condición humana. Esta reinención de identidades y de sentidos no puede darse por fuera de los procesos socio-educativos y de participación ciudadana (Leff 2006). De hecho, la participación es un requisito indispensable para el éxito de la restauración en los agropaisajes. En su desarrollo como ciencia, la restauración ha puesto un énfasis desmedido en las barreras biofísicas a la recuperación de los ecosistemas. Sin embargo, en el mundo real las barreras sociales tienen un peso aún mayor, a pesar de lo cual rara vez son objeto de estudio. Cualquier tipo de intervención que falle en incorporar las necesidades, expectativas, gustos y preferencias de los grupos humanos que toman decisiones sobre los recursos naturales y la biodiversidad, está llamada al fracaso.

DIÁLOGO DE SABERES

En el contexto de este trabajo el *diálogo de saberes* se entiende como el encuentro del conocimiento ecológico tradicional y el conocimiento científico para contribuir a la recuperación de los ecosistemas naturales que constituyen el soporte biofísico de las comunidades humanas. Dado que la restauración ecológica es una ciencia joven, con más preguntas que respuestas sobre los métodos y técnicas adecuados para revertir los procesos de degradación de los ecosistemas, es necesario mejorar el nivel actual de conocimiento sobre los métodos para recuperar la base de recursos naturales. Esto requiere procesos de investigación con amplia participación social.

Este artículo relata dos experiencias de investigación con jóvenes y niños indígenas y campesinos, a lo largo del proyecto *Identificación de árboles y arbustos nativos para la restauración ecológica de los bosques andinos con participación comunitaria*, apoyado por Colciencias. Éste y otros procesos de restauración ecológica llevados a cabo por CIPAV parten de reconocer la eficacia del método científico para responder preguntas sobre el manejo adecuado del entorno natural. En vez de negar la validez y aplicabilidad del método científico y el enfoque experimental para el trabajo con comunidades rurales, se buscó poner estas herramientas al alcance de los jóvenes indígenas y campesinos para responder preguntas de su interés. De acuerdo con esta concepción, las comunidades rurales pueden y deben jugar un papel protagónico en todas las etapas del proceso de investigación, desde el planteamiento de las preguntas e hipótesis hasta el análisis de los datos, pasando por el diseño de un método específico para la recolección de los mismos.

La fortaleza de este diálogo de saberes aplicado a la restauración de ecosistemas naturales se basa en la sinergia entre el conocimiento ecológico tradicional, que es la suma de las observaciones empíricas de varias generaciones de pobladores rurales, y el conocimiento científico. La ciencia de la ecología permite reinterpretar el conocimiento tradicional sobre el entorno natural y ofrece herramientas para iniciar la recuperación del ambiente natural.

MÉTODOS Y RESULTADOS

El objetivo general del proyecto fue apoyar dos procesos comunitarios de restauración ecológica de los bosques andinos, a través de la formación de investigadores locales y el estudio participativo de la estructura y composición de los bosques y la ecología de algunas especies nativas en las veredas El Mesón (Morales, Cauca) y Bellavista (El Dovio, Valle del Cauca).

El proceso de investigación fue llevado a cabo por CIPAV, la Institución Educativa Indígena de El Mesón (Morales, Cauca) y el grupo Herederos del Planeta de Bellavista (El Dovio, Valle del Cauca) durante 24 meses y con la participación de 45 personas.

EL MESÓN, MORALES, CAUCA

En el municipio de Morales (Cauca) gran parte de los bosques ha desaparecido como resultado de la expansión de la frontera agrícola. Esta pérdida de los bosques aceleró el deterioro de los suelos, la extinción local de especies y la degradación de los ecosistemas. Las acciones de restauración requieren un conocimiento sobre el *ecosistema de referencia*, para lo cual es necesario conocer la composición y estructura de los bosques. El proyecto contó con la participación activa de la comunidad indígena de la vereda El Mesón en la investigación básica y aplicada para la restauración ecológica de los bosques. El Plan de Vida de esta comunidad contempla llevar a cabo procesos de recuperación de áreas degradadas y de árboles en peligro de extinción local, a través de la propagación en viveros y la reforestación de tierras comunitarias.

El equipo de investigación, constituido por investigadores de CIPAV, la maestra Angelina López y los estudiantes de noveno grado de la Institución Educativa Indígena de El Mesón, aplicó un método basado en Gentry (1982, 1988) para caracterizar la composición y estructura de 8 fragmentos de bosque elegidos por la comunidad. Con base en este inventario el grupo de investigadores identificó dos grupos de especies nativas: 1. árboles y arbustos adecuados para iniciar procesos de restauración ecológica de los bosques, y 2. especies en peligro de extinción local que requieren acciones especiales de conservación (Piedrahita *et al.* 2007).

Se siguieron los siguientes pasos metodológicos:

1. Talleres sobre identificación de plantas andinas (entrenamiento de los jóvenes en la observación de características de interés taxonómico para la identificación de familias, géneros y especies en el campo).
2. Selección de sitios de estudio. La comunidad eligió los fragmentos de bosque importantes como fuentes de madera y leña o por abastecer acueductos.

3. Caracterización de la estructura y composición de la vegetación en los fragmentos de bosque. A partir de esta información, la comunidad eligió el bosque mejor conservado en la zona (bosque La Liberia) como ecosistema de referencia para sus esfuerzos futuros de restauración.
4. Recolección e identificación del material vegetal en el campo.
5. Elaboración de un Herbario de Referencia de la vereda, que reúne el conocimiento tradicional de los mayores y el conocimiento científico sobre las especies de la zona. Las muestras botánicas prensadas sin alcohol fueron fotocopiadas en color y las láminas resultantes fueron plastificadas por ambas caras para facilitar su conservación en el clima húmedo de El Mesón. Este herbario de uso pedagógico, reunió la información científica con el conocimiento tradicional sobre el uso y ecología de las plantas.
6. Elaboración de dibujos o perfiles de vegetación de los bosques. Los jóvenes aprendieron a hacer ilustraciones a escala de la vegetación a lo largo de un transecto de bosque.
7. Estudio de los usos locales, los gustos y las percepciones de los pobladores de El Mesón sobre los árboles nativos. Adicionalmente, los estudiantes hicieron entrevistas a los adultos de la vereda para conocer los usos tradicionales y las percepciones que los miembros de su comunidad tienen sobre los árboles nativos del bosque.
8. Selección de especies nativas de árboles y arbustos con potencial para la restauración ecológica de los bosques de la vereda (Piedrahita *et al.* 2007). Esta selección se basó en: (1). entrevistas de los jóvenes a sus mayores y talleres con la comunidad con base en las láminas del Herbario de Referencia, (2). Identificación de las especies que reúnen el mayor número de características importantes para dos etapas de la restauración de los bosques. Para iniciar procesos de restauración ecológica en sitios muy degradados se eligieron árboles y arbustos fijadores de nitrógeno, capaces de adaptarse a suelos degradados, de rápido crecimiento, alta producción de hojarasca y con tallos y raíces con capacidad de rebrote. Para enriquecer bosques secundarios se seleccionaron árboles en peligro de extinción local, especies de particular significación cultural para los habitantes de El Mesón y especies que ofrecen abundante alimento para la fauna silvestre.
9. Al final del proyecto, la comunidad de El Mesón recibió la información detallada sobre la composición y estructura de sus bosques, junto con el Herbario de Referencia que reúne el conocimiento científico y el conocimiento tradicional (principalmente el uso medicinal) de los árboles nativos.
10. Taller de escritura creativa. Los estudiantes relataron la experiencia de investigación en su propio lenguaje con el apoyo del escritor Miguel Caro.
11. Narración del proceso y los resultados de la investigación en un libro divulgativo dirigido a un público rural (Caro *et al.* 2009).

En la caracterización de la vegetación de la vereda se registró un total de 3210 árboles y arbustos distribuidos en 43 familias, 90 géneros y 174 especies. Los dos fragmentos de bosque mejor conservados en la vereda presentaron los más altos índices de diversidad y fueron designados por la comunidad de El Mesón como *ecosistema de referencia* para la restauración de tierras degradadas.

La familia con mayor riqueza de especies fue Lauraceae (16), seguida por Rubiaceae (15), Melastomataceae y Euphorbiaceae (cada una con 13), Clusiaceae y Fabaceae (cada una con 8), Myrtaceae (7), Myrsinaceae (7), Moraceae (6), Flacourtiaceae (6) y Piperaceae (5). Las especies más abundantes fueron coral *Lacistema aggregatum* (P.J. Bergius) Rusby Lacistemataceae (14.3 % de los individuos), coca silvestre *Erythroxylum citrifolium* A. St.-Hil. Erythroxylaceae (10.6 %), mortiño *Meriania* sp. Melastomataceae (6.6 %), jigua *Nectandra acutifolia* (Ruiz & Pav.) Mez Lauraceae (6 %), chiflador *Hedyosmum bonplandianum* Kunth Chloranthaceae (5.7 %), canelo *Mauria* sp. Anacardiaceae (3.8 %), guamo *Inga sierrae* Britton & Killip Fabaceae (3.6 %), cascarillo *Ladenbergia oblongifolia* (Humb. ex Mutis) L. Andersson Rubiaceae (2.9 %), flor de mayo *Meriania speciosa* (Bonpl.) Naudin Melastomataceae (2.9 %) y pomarrosa *Syzygium jambos* (L.) Alston Myrtaceae (2.5 %). Los árboles menos abundantes incluyen dos especies de comino *Aniba muca* (Ruiz & Pav.) Mez, *A. novo-granatensis* Kubitzki Lauraceae, *Bernardia colombiana* Croizat Euphorbiaceae (árbol endémico de la zona andina), higuera *Ficus subandina* Dugand Moraceae, anón de monte *Annona quinduensis* Kunth Annonaceae y olla de mono *Eschweilera caudiculata* R. Knuth Lecythidaceae.

En El Mesón los adultos y personas mayores conocen bien la flora local, pero los niños y jóvenes reconocen pocos árboles. Muchas especies son utilizadas como leña y madera para la construcción de las casas, y la comunidad conoce los usos medicinales de los árboles.

La caracterización de la vegetación de los bosques de la vereda fue el primer acercamiento de los jóvenes a la investigación. Esto obligó a los estudiantes a tomar sus datos con rigurosidad y a trabajar en equipo con disciplina.

Al finalizar el trabajo de campo, los jóvenes de El Mesón identificaban la mayoría de las especies de árboles por sus nombres científicos y comunes, lo cual no solo aumentó el conocimiento sobre la flora local sino que les permitió desarrollar otras destrezas.

Se destacan las siguientes lecciones aprendidas a lo largo del proceso:

1. La estrategia de integrar la investigación ecológica a los planes de estudio institucionales permite que los jóvenes desarrollen habilidades de indagación, generen preguntas sobre temas relacionados con su entorno inmediato, y como resultado de este proceso, postulen soluciones adecuadas para su realidad biofísica y socioeconómica.
2. Las iniciativas locales de reforestación o restauración ecológica son una buena oportunidad para lograr que las comunidades adapten las herramientas de la investigación científica a su propio modo de ver el mundo y se conviertan en protagonistas de la recuperación de su entorno natural. El investigador externo debe ser un facilitador del proceso más que un líder del mismo.
3. El *Herbario de Referencia* elaborado con fotocopias plastificadas de las plantas prensadas permite la fácil identificación de la especie y por lo tanto es una herramienta útil para los estudiantes y maestros como complemento de sus planes de estudio, y para que la comunidad conozca la flora local (Figura 1). Éste debe ser un material en permanente evolución; por esta razón está diseñado para ser enriquecido con nuevas láminas en la medida en que la comunidad identifique nuevas especies o mejore el conocimiento sobre aquellas que ya están representadas en el Herbario.



Figura 1. Niños de la vereda El Mesón observan las láminas del Herbario de Referencia.

4. Los jóvenes y niños del campo están en capacidad de asimilar rápidamente algunos conceptos, métodos y herramientas propios de la investigación científica.
5. Los maestros rurales comprometidos pueden jugar un papel fundamental en los proyectos científicos. Ellos pueden motivar a los jóvenes hacia la investigación cuando la relación se basa en el respeto y la confianza mutuos. Para lograr esto, es importante que el maestro participe activamente en la investigación y esté abierto a nuevos métodos y herramientas que podrán enriquecer su trabajo docente. El éxito de este proceso de investigación se debió en gran medida al compromiso de los maestros de la Institución Educativa Indígena de El Mesón, quienes a través de proyectos dentro y fuera del aula de clase, permiten que los jóvenes adquieran habilidades de indagación y alimenten permanentemente su capacidad de asombro.
6. El investigador externo debe estar abierto a aprender y entender el conocimiento tradicional, y a encontrar un lenguaje común con los investigadores locales.

7. El principal aprendizaje para los jóvenes, la maestra y los investigadores externos durante este proyecto es el valor del trabajo en equipo. Cuando cada participante en un proyecto común tiene la opción de contribuir con aquello que sabe hacer mejor y está abierto a aprender de los demás, el producto es muy superior a la suma de los esfuerzos individuales.

El trabajo con los jóvenes de El Mesón dejó en claro que con un apoyo adecuado las comunidades rurales pueden desarrollar procesos de investigación a través de la recuperación del conocimiento tradicional y la aplicación del método científico. Por lo tanto la investigación puede ser útil para que los niños y jóvenes campesinos e indígenas respondan sus propias preguntas mediante experimentos y observaciones sistemáticas de la naturaleza.

BELLAVISTA, EL DOVIO, VALLE DEL CAUCA

En la vereda Bellavista de El Dovio, la comunidad campesina ha estado involucrada en procesos de investigación participativa con CIPAV durante las dos últimas décadas. Buena parte de la tecnología desarrollada para la producción sostenible, la descontaminación de aguas y la restauración ecológica de bosques andinos de CIPAV es el resultado del diálogo de saberes entre técnicos, científicos y campesinos de esta comunidad (Calle 2003). El grupo Herederos del Planeta Juventud, Vida y Naturaleza de Bellavista está integrado por 30 niños, jóvenes y adultos con edades entre los 4 y 26 años. Este grupo tuvo su origen en los procesos comunitarios de la vereda y representa el relevo generacional y la garantía de continuidad de los procesos de desarrollo sostenible, participación comunitaria, y por consiguiente del fortalecimiento de la identidad campesina.

En Bellavista, el inventario de la vegetación de los fragmentos de bosque y el Herbario de Referencia habían sido elaborados con la comunidad antes de iniciar este proyecto. El grupo Herederos había manifestado su deseo de continuar el proceso de investigación sobre la vegetación y de mejorar su conocimiento sobre las especies nativas.

Los objetivos específicos del Proyecto en la vereda Bellavista de El Dovio fueron: (1) Entrenar a los jóvenes de la comunidad en investigación sobre árboles nativos, (2) Estudiar la fenología, los hábitos de regeneración natural y el desarrollo en vivero de 10 especies de árboles y arbustos.

En El Dovio el proyecto siguió los siguientes pasos metodológicos:

1. Talleres de sensibilización alrededor del tema “El agua, el suelo y el bosque: amigos inseparables”.
2. Talleres de campo para entrenar a los niños y jóvenes en la identificación de las plantas nativas.
3. Selección de especies de árboles y arbustos para los estudios de la fenología y regeneración. Los jóvenes formaron grupos de trabajo y emplearon el Herbario de Referencia de su vereda para elegir especies de su interés. Luego de hacer varios recorridos por el bosque, cada grupo escogió la especie que deseaba estudiar.
4. Diseño conjunto de un método específico para el estudio de cada especie focal (árbol o arbusto). El método se basó en la observación detallada del árbol completo y el número de ramas con hojas nuevas, brotes florales, flores y frutos. Estas observaciones se complementaron con conteos detallados que permitieron estimar el tamaño de cosecha de flores y frutos y su variación quincenal a lo largo del año.
5. Diseño de un estudio sobre los hábitos de regeneración de los árboles nativos. Los grupos de investigación trabajaron en parcelas redondas de diferentes diámetros y en diferentes hábitats, en las cuales rotularon plántulas con etiquetas numeradas y collares de alambre. Cada grupo llevó a cabo observaciones semestrales de la supervivencia y crecimiento de su especie focal en diferentes hábitats: interior del bosque, borde de bosque y potrero.
6. Propagación de especies nativas para la restauración del bosque en el vivero El Girasol del grupo Herederos de Bellavista
7. Siembra y seguimiento de plántulas de las especies focales en el terreno de reforestación de la comunidad. Los jóvenes llevaron a cabo actividades de enriquecimiento del bosque secundario que abastece de agua a la comunidad con palmas de cera y árboles de gran valor ecológico propagados por ellos mismos.
8. Taller de escritura creativa. Con la orientación del escritor Miguel Caro, los niños y jóvenes relataron en sus propias palabras la experiencia de investigación.

El proyecto se centró en el estudio de 10 especies focales seleccionadas por los jóvenes y niños del grupo: laurel jigua *Ocotea tessmannii* O. Schmidt (Lauraceae), rapabarbo *Chrysochlamys dependens* Planch. & Triana (Clusiaceae), yarumo blanco *Cecropia*

telealba Cuatrec. (Cecropiaceae), palma de cera *Ceroxylon quindiuense* (H. Karst.) H. Wendl. (Arecaceae), chagualo *Myrsine guianensis* (Aubl.) Kuntze (Arecaceae), olla de mono *Eschweilera* sp. (Lecythidaceae), anón de monte *Annona quindiuensis* Kunth (Annonaceae), balso blanco *Heliocarpus americanus* L. (Tiliaceae) y manzano de monte *Clavija* sp. (Theophrastaceae).

Aunque el proyecto había sido diseñado para involucrar a los jóvenes en la investigación, pocos días después de iniciadas las actividades los niños pequeños manifestaron su interés de participar en él. Por esta razón uno de los grupos se dedicó a investigar la fenología y hábitos de regeneración de la palma molinillo *Chamaedorea pinnatifrons* (Jacq.) Oerst., una pequeña palma del sotobosque. Con la inclusión de esta palma se completaron las 10 especies focales.

A lo largo del proyecto, los niños y jóvenes demostraron un alto nivel de autonomía y disciplina. No solo nunca dejaron de cumplir sus responsabilidades con el proyecto, sino que sus datos científicos son coherentes y precisos. Cada quincena o cada mes durante un año y medio, los grupos llevaron a cabo observaciones detalladas de la fenología, hábitos de regeneración y en algunos casos la propagación en el vivero de las especies seleccionadas por ellos (Figura 2). Su excelente capacidad de observación contribuyó a que los jóvenes documentaran en detalle los patrones temporales de recambio foliar, floración, fructificación y dispersión de semillas en estas especies. Sus registros de campo son una contribución al conocimiento sobre especies nativas que no habían sido estudiadas hasta ahora.



Figura 2. Anyeline Giraldo, David Castellanos y Ligia Castellanos observan la fenología del rapabarbo (*Chrysochlamis dependens*).

Los jóvenes y niños participantes en el proyecto asumieron con entusiasmo el reto de propagar las especies focales y otras plantas nativas en el vivero. A lo largo del proyecto produjeron 45.000 plántulas de 13 especies nativas para la restauración ecológica de la cabecera de la microcuenca Los Sainos y para proyectos de restauración en diferentes municipios en el Valle del Cauca. Las

ventas de este material vegetal produjeron ingresos de \$11.000.000, que fueron distribuidos entre 16 familias (56 personas) de Bellavista. En la mayoría de los casos esta remuneración económica fue invertida en los estudios de los participantes.

Para darle continuidad a las actividades de propagación de plantas después del proyecto, los jóvenes decidieron ofrecer el servicio de plantar y cuidar árboles nativos como homenaje en vida o a la memoria de personas fallecidas. A cada árbol o palma sembrados se le hace mantenimiento y se evalúa su crecimiento cada seis meses.

Con frecuencia, los investigadores científicos asumen que es necesario desarrollar métodos simplificados para la investigación con comunidades rurales. Algunos de estos métodos demandan un menor rigor en los datos cuantitativos o incluso llegan a sustituirlos por valoraciones cualitativas de las variables de interés en el estudio. Si bien es cierto que conviene simplificar los métodos de investigación para aplicarlos con investigadores campesinos, los resultados de este estudio dejan en claro que si los métodos son bien explicados y los jóvenes investigadores comprenden a fondo la importancia de llevar registros cuantitativos fieles, ellos están en capacidad de aplicar los mismos métodos que emplean los científicos para el estudio de las plantas.

Aunque éste fue el primer acercamiento de la mayoría de jóvenes y niños a la investigación, la coherencia de sus datos y la claridad de los patrones ecológicos que éstos revelan demuestran que el método científico puede ser aplicado con rigor por investigadores de cualquier edad y escolaridad.

Los niños y jóvenes investigadores adquirieron en poco tiempo la disciplina necesaria para concluir sus estudios de los árboles nativos. Además, lograron trabajar en equipo con constancia y alegría. Este aprendizaje les será útil durante toda la vida; los beneficios intangibles tendrán un significado importante en el proceso de formación de estos jóvenes. Esta experiencia deja en claro que la información generada no siempre es el único ni el principal beneficio de un ejercicio de investigación.

COMENTARIOS FINALES

La participación entusiasta de niños, jóvenes y docentes rurales en la investigación sobre la ecología de las plantas nativas y su aplicación en procesos sociales de restauración ecológica de los bosques no tiene precedentes documentados en el país. El Proyecto demostró la capacidad y motivación que tienen los jóvenes campesinos e indígenas para llevar a cabo procesos de investigación científica sobre los árboles nativos mediante observaciones rigurosas y registros periódicos detallados. Los resultados o hallazgos metodológicos de este proyecto tienen una relevancia mayor que los científicos porque permiten replicar esta experiencia de diálogo de saberes entre investigadores científicos, maestros, escritores, estudiantes y las personas que custodian el conocimiento ecológico tradicional, en diferentes contextos biofísicos y sociales.

El proyecto demostró que muchas comunidades solo requieren una oportunidad para participar en procesos de investigación y contribuir al desarrollo del conocimiento sobre la biodiversidad colombiana. Por lo tanto, la investigación para la restauración ecológica de los bosques no debería ser un tema exclusivamente científico. El conocimiento ecológico tradicional y la investigación participativa también pueden jugar un papel muy importante.

Es necesario mencionar los efectos positivos que este proceso de investigación generó sobre la autoestima, seguridad, disciplina y desempeño académico de los niños y jóvenes participantes. En este sentido, hay que destacar el valor pedagógico de los ejercicios de investigación que se llevaron a cabo. Por ejemplo, la observación rigurosa de la fenología de las especies seleccionadas por los niños de la vereda Bellavista (El Dovio, Valle del Cauca) contribuyó a mejorar la concentración y la capacidad de observación de los jóvenes investigadores. El trabajo también propició el diálogo intergeneracional y la valoración del conocimiento tradicional. En El Mesón, los jóvenes emplearon el Herbario de Referencia de la vereda elaborado en este proyecto para indagar sobre el conocimiento de sus mayores sobre el uso y la ecología de las especies nativas. Los jóvenes pudieron constatar que sus mayores conocen usos medicinales para casi todas las especies. Este diálogo entre abuelos y nietos plasmado en un ejercicio sistemático de recopilación de la información, puede ser una herramienta útil para evitar la pérdida irreversible del conocimiento ecológico tradicional que ya en la década de 1980 señalaba Richard E. Schultes, padre de la etnobotánica, como una tarea inaplazable.

Los resultados científicos del proyecto incluyen la contribución al conocimiento sobre la composición y estructura de los bosques de la cordillera Occidental en el departamento del Cauca y sobre la ecología de 10 especies nativas en el departamento de Valle del Cauca. Los estudios de la fenología y los hábitos de regeneración natural de 10 árboles, arbustos y palmas de la vereda Bellavista tienen aplicaciones en temas de biodiversidad, manejo silvicultural, agroforestería y restauración ecológica.

Esta experiencia de investigación puede resultar útil para el desarrollo de programas educativos y etnoeducativos innovadores para contextos rurales y suburbanos, y para los planes de manejo de cuencas hidrográficas. Varios líderes indígenas que

conocieron este proyecto en giras técnicas destacaron la utilidad de este método de generación de conocimiento para alimentar los planes ambientales que hacen parte de los Planes de Vida de las comunidades indígenas, y que deben ser enriquecidos con conocimientos propios más detallados sobre los ecosistemas.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos la colaboración entusiasta de la profesora Angelina López, el rector William Bermúdez, y los estudiantes de noveno grado de la Institución Educativa Indígena de El Mesón (Morales, Cauca): Jonathan Cucuñame, Jhon Edinson Rivera, Didier Campo, Yesid Rosero, Leidirley Rivera, Jeferson Muelas, Rigo Caviche, Gamaliel Yandi, Elmer Gande, Edwin Vivas y Marcos Tamayo y de sus familiares, quienes compartieron sus conocimientos sobre las plantas de la vereda. Agradecemos también a los integrantes del grupo Herederos del Planeta de Bellavista, El Dovio, Valle del Cauca: Luis Ortega, Cesar Augusto Carmona, Sebastián Soler Ocampo, Michael Acosta, Verónica Moncada, María Isabel Carmona, Mario Andrés Soler, Fabián Andrés Carmona, Cristian Albeiro Carmona, Johan Andrés Acosta, Raúl David Castellanos, Aníbal Oswaldo Carmona, Juan David Soler, Marcos Jonatan Ortega, Vicente Antonio Soler, Anyeline Giraldo, Camilo Giraldo, Julio Echeverri, Ligia Yanet Castellanos, Felipe Acosta, Diego Alejandro Giraldo, Daniel Antonio Carmona, Nelly Victoria Giraldo, Lorena Ocampo, Yicel Giraldo, Adriana María Giraldo, Johana García, Lina Paola Giraldo, Julián Andrés Giraldo, Tiberio Giraldo y las familias de los niños y jóvenes de la vereda Bellavista fueron un apoyo fundamental a lo largo del proyecto. El botánico Luis Enrique Méndez, el tecnólogo forestal Oscar Tafur y el escritor Miguel Caro apoyaron el trabajo con los niños y jóvenes en diferentes momentos. Agradecemos el apoyo de Enrique Murgueitio y Antonio Solarte de CIPAV. Esta investigación fue financiada por Colciencias y CIPAV.

LITERATURA CITADA

- Aronson J., Renison D., Rangel-Ch. J.O., Levy-Tacher S., Ovalle C. y A. Del Pozo. 2007. Restauración del Capital Natural: sin reservas no hay bienes ni servicios. *Ecosistemas*. 2007/3 (URL: http://www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?Id=499&Id_Categoria=1&tipo=portada)
- Calle, Z. 2003. Restauración de suelos y vegetación nativa: ideas para una ganadería andina sostenible. CIPAV. Cali-Colombia.
- Caro, M. F., Giraldo, L. P., Chará, J. D., Calle, Z. y L. Piedrahita. 2009. Agua clara pasó por aquí y más abajo muy turbia la vi. CIPAV, Cali Colombia. 108 p.
- Clewell A., Rieger J. & J. Munro. 2005. Guidelines for Developing and Managing Ecological Restoration Projects, 2 Edition. www.ser.org and Society for Ecological Restoration International.
- Gann, G. D. & D. Lamb (eds). 2006. Ecological restoration: A mean of conserving biodiversity and sustaining livelihoods. Society for Ecological Restoration International, Tucson, Arizona, USA and IUCN, Gland, Switzerland. <http://www.ser.org/content/Globalrationale.asp>
- Gentry, A. H. 1982. Patterns of neotropical plant species diversity. *Evolutionary Biology*. Hecht, Wallace and Prance, Plenum Publishing Corporation. 15: 1-84.
- Gentry, A. H. 1988. Changes in plant community diversity and floristic composition on environmental and geographical gradients. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 75: 1-34.
- Leff, E. 2006. Complejidad, racionalidad ambiental y diálogo de saberes. I Congreso internacional interdisciplinar de participación, animación e intervención socioeducativa. Barcelona, noviembre 2005.
- Piedrahita, L., Calle, Z. y E. Giraldo. 2007. Identificación de especies nativas para restauración de bosques andinos con participación comunitaria. Pp. 259 - 272. En: Barrera-Cataño, J. I., M. Aguilar-Garavito y D. C. Rondón-Camacho (editores). *Experiencias de Restauración Ecológica en Colombia: entre la sucesión y los disturbios*. Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá, D. C. 274 P.
- Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group. 2004. The SER International Primer on Ecological Restoration. www.ser.org & Tucson: Society for Ecological.
- Young, T. P. 2000. Restoration ecology and conservation biology. *Biological Conservation* 92: 73-83.

53. SÍNTESIS SIMPOSIO SOBRE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA CON PARTICIPACIÓN COMUNITARIA

Jennifer Insuasty Torres

Grupo de Restauración Ecológica de la Universidad Nacional de Colombia (GREUNAL)
jinsuastyt@unal.edu.co

RESUMEN

Los trabajos presentados en el Simposio de Restauración Ecológica con Participación Comunitaria, desarrollado en el marco del I Congreso Colombiano de Restauración Ecológica y II Simposio Nacional de Experiencias en Restauración Ecológica el día 31 de julio de 2009, reiteraron la importancia de involucrar a las comunidades locales en los procesos de restauración y mostraron algunas estrategias o metodologías que se pueden llevar a cabo para vincular a la comunidad y consolidar los procesos participativos en los proyectos de restauración ecológica.

La participación activa de la comunidad es un punto fundamental en cualquier proceso que involucre compromisos ambientales, y más aún proyectos de restauración ecológica en los que el proceso necesita continuidad en el tiempo y verdadera acción local. Es por esta razón que encontrar y poner en práctica las diferentes acciones que involucran a la comunidad y dan sentido de pertenencia del territorio, es un paso imprescindible en el desarrollo de proyectos de restauración ecológica cuyos objetivos promueven la recuperación de la estructura y función de un ecosistema alterado hacia estados de mayor integridad, salud y sostenibilidad por medio de la acción humana.

A partir de este simposio se determinó que la participación comunitaria debe ser la primera tarea en el desarrollo de los proyectos de restauración, afirmación que va de la mano con resaltar el valor de las comunidades como ejecutoras y al mismo tiempo beneficiarias de los procesos de restauración ecológica.

A pesar de la importancia que tiene involucrar activamente a las comunidades, fueron pocos los trabajos enfocados en este tema particular, aunque varios de ellos, presentados durante el congreso y relacionados directamente a otras temáticas de restauración ecológica, reconocen su importancia e involucran de manera tangencial a las comunidades.

Palabras clave: restauración ecológica, participación comunitaria, conocimiento ecológico tradicional, aprovechamiento local, comunidad humana.

INTRODUCCIÓN

Aunque la restauración ecológica es una ciencia relativamente nueva, la acción y participación del hombre sobre el territorio ha estado siempre. Es innegable que nosotros, con las acciones mínimas para sobrevivir, o las grandes explotaciones en búsqueda de riqueza, transformamos la tierra al punto que se encuentra degradada y agotada.

Teniendo esto en cuenta, es lógico que la base de vida para numerosas personas dependa de estos ecosistemas degradados. En este sentido la restauración ecológica debería mejorar la conservación de la biodiversidad, mejorar los medios de vida del hombre, facultar a los pueblos locales y mejorar la productividad de un ecosistema. Lo que hace más valiosos los proyectos de restauración ecológica es que además de contribuir a la recuperación de ecosistemas, da la oportunidad a los pueblos de reparar los daños ecológicos y mejorar la calidad de vida humana (Society for Ecological Restoration International and IUCN Commission on Ecosystem Management 2004).

Por otro lado, existe una relación muy importante de las especies claves para las comunidades y las especies claves para los ecosistemas. Está bien documentado que las culturas aborígenes conservan la biodiversidad y normalmente una disminución en la biodiversidad significa una baja en la diversidad cultural (Garibaldi y Turner 2004). Es conocido que en las comunidades indígenas donde se conservan sus características culturales, el estado de los ecosistemas que se encuentran en el territorio es también conservado.

TRABAJOS PRESENTADOS

MODALIDAD EXPOSICIÓN ORAL

Especies vegetales útiles para la restauración del bosque tropical caducifolio identificadas en el acervo tradicional de un territorio indígena del centro de México

Alavéz-Vargas, Mayrén, García-Lara, Feliciano; García-Barrios, Raúl; Bonfil, Consuelo Y Castillo, Alicia.

Participación de Niños y jóvenes en la investigación para la restauración de bosques

Calle, Zoraida; Giraldo, Eudaly Y Piedrahita, Lorena.

La restauración ecológica como gestora de cambios en las comunidades y en las personas, aportes del corredor Barbas – Bremen a un proceso

Mejía, Omar; Vargas, William; Lozano, Fabio H., Guerra, Gustavo y Cardona, Carlos Andrés.

Proceso Participativo de Recuperación Ecológica y Saneamiento Ambiental de la Quebrada La Salitrosa, Localidad de Suba, Bogotá

Fundación Humedal La Conejera.

MODALIDAD CARTEL

La Comunidad Restaura el Valle Seco

Castro, Aura *et al.*

La Percepción Ambiental como vía para el rescate, restauración ecológica y aprovechamiento de la cueva del Peñón o de Mauricio

Castro, Aura *et al.*

Importancia social en la restauración del complejo cenagoso del bajo Sinú, Córdoba, Colombia

Sánchez, Francisco Javier *et al.*

Implementación participativa de un vivero de plantas nativas en la reserva forestal El Robledal, Cundinamarca-Boyacá, Colombia

Aguilar-Garavito, Mauricio *et al.*

Programa Juvenil de educación sobre Restauración Ecológica y Ambiental en el Jardín Botánico José Joaquín Camacho y Lago Gobernación de Boyacá, Ciudad de Tunja

Galvis Rueda, Manuel.

Cartografía Temática para el Ordenamiento de la Restauración Ecológica de La Reserva Forestal el Malmo, Tunja Boyacá

Galvis Rueda, Manuel.

Aula Ambiental Soratama: educación, restauración ecológica y participación comunitaria

Montoya Villareal, Sandra *et al.*

Proyecto piloto de Restauración Ecológica Participativa en la cuenca de La Quebrada Piedra Gorda (Veredas El Destino y Curubital, Localidad de Usme, Bogotá D.C.)

Garibello-Peña Juan *et al.*

SÍNTESIS

En el simposio de restauración ecológica con participación comunitaria se presentaron cuatro trabajos con exposición oral. El primero de estos, es una investigación realizada por Mayrén Alavez-Vargas estudiante de la Universidad Autónoma de México, quién estudió las plantas nativas en el estado de Morelos junto con la participación de la comunidad indígena de Nahuatl de Cuentepec, ubicada en la cuenca del río Tembembe. Su objetivo fue documentar nombres, usos y distribución de las especies arbóreas para identificar aquellas que por multifuncionalidad local e importancia para la restauración, son las especies a rein-

roducir en la Estación de Restauración Ecológica “Barrancas del Río Tembembe”. En sus recorridos de campo durante más de un año y medio, se identificaron 119 especies vegetales, dentro de las cuales las maderables, combustibles y frutales son las que tienen mayor importancia, teniendo en cuenta su distribución diferencial a lo largo de la cuenca, sus características apreciables para la restauración, como la capacidad de propagación vegetativa, y el hacer parte de un paisaje cultural con acervo cognitivo local, lo que incrementa la apropiación e involucramiento de la comunidad en los procesos de restauración. Este estudio, presenta el caso en el que la restauración ecológica reanuda las prácticas tradicionales y reenfoca las aspiraciones de las comunidades locales, puntos claves dentro de los objetivos de la restauración según lo descrito por Gann y Lamb (2004) en (Society for Ecological Restoration International and IUCN Commission on Ecosystem Management 2004).

El segundo trabajo, es un estudio desarrollado por el Centro para la Investigación en Sistemas Sostenibles de Producción Agropecuaria (CIPAV). Zoraida Calle expuso el proceso que ha llevado el CIPAV junto con dos comunidades de la cordillera Occidental colombiana, el cual involucró a 45 personas durante dos años. La primera experiencia se llevó a cabo en un colegio de Morales, Cauca, donde un grupo de estudiantes de noveno grado junto con su profesora, caracterizaron el ecosistema de referencia para la restauración de un bosque en la vereda y elaboraron un herbario que reúne el conocimiento tradicional de sus abuelos sobre el uso de especies vegetales y el conocimiento botánico. La segunda experiencia se llevó a cabo en El Dovio, Valle del Cauca, donde un grupo de niños y jóvenes de la comunidad formaron un grupo ambiental llamado Herederos del Planeta de Bellavista, cuyo propósito fue acercarse a las dinámicas naturales de las plantas en un bosque, estudiando la fenología, los hábitos de regeneración y la propagación de 12 especies vegetales nativas. Más allá de la participación comunitaria, se encuentra la fusión de los saberes tradicionales con el rigor y el conocimiento científico, lo cual da como resultado estrategias y métodos de restauración, reconocidos, aceptados e incorporados por la comunidad, sin dejar su afinidad con la ciencia. Además se enriquece la acción de restauración ecológica al involucrar todas las generaciones en una comunidad, desde los abuelos quienes conocen por tradición el valor y uso de las plantas, los jóvenes quienes ejecutan de manera activa las acciones en pro de la restauración y los niños que son el futuro.

El tercer trabajo es un proceso participativo liderado por la Fundación Humedal La Conejera, cuyo objetivo fue la recuperación ecológica, el saneamiento ambiental y el manejo sostenible de la Quebrada La Salitrosa, en la localidad de Suba, Bogotá. Se realizaron dos grandes tareas: i) primero, se revegetalizó la zona formando 62 parches, cada una con 12 especies nativas, de tal forma que se conectará la ronda hidráulica de la Quebrada La Salitrosa con el Humedal de La Conejera. ii) segundo, se implementaron estrategias participativas para la identificación y corrección de factores tensionantes como conexiones erradas del alcantarillado con la quebrada y la disposición de basuras o residuos sólidos. Este proceso ha mostrado que es posible recuperar los recursos hídricos en áreas urbanas con el aporte activo de la comunidad y la constante educación y concientización sobre los recursos naturales fundamentales para mejorar nuestro entorno y los servicios ambientales que los ecosistemas nos brindan.

Finalmente el cuarto trabajo presentado en el simposio de Restauración con participación comunitaria fue el presentado por Omar Mejía, un campesino comprometido con su trabajo en el proyecto de Restauración Ecológica que estableció el Corredor Barbas-Bremen en el departamento del Quindío. Con este proyecto que lleva a cabo un tipo de proceso y metodología, numerosas personas campesinas de la comunidad se beneficiaron puesto que recibieron capacitación para el establecimiento y manejo de viveros, así como sobre el diseño y selección de plantas útiles para la restauración ecológica. Adicionalmente el proyecto en sí se beneficia ya que las personas campesinas, aunque desconocen la teoría que enmarca la restauración ecológica, son expertos en el manejo de plantas, conocen bien sus rasgos de historia de vida y cualidades importantes para la comunidad y pueden aportar mucho conocimiento al establecimiento de estrategias de conservación. Eso sin contar que se convierten en núcleos replicantes y promotores del conocimiento, estrategias y de la importancia de la conservación y restauración desde una visión campesina.

LITERATURA CITADA

- Garibaldi, A. & N. G. Turner. 2004. Cultural Keystone Species: Implications for Ecological Conservation and Restoration. *Ecology and Society* 9, no. 3.
- Society for Ecological Restoration International and IUCN Commission on Ecosystem Management, ed. 2004. *Ecological Restoration, a means of conserving biodiversity and sustaining livelihoods*. Society for Ecological Restoration International. Tucson, Arizona, USA and IUCN, Gland, Switzerland.



OTRAS SÍNTESIS DE SIMPOSIOS

54. SÍNTESIS SIMPOSIO SOBRE BIORREMEDIACIÓN

REMEDIACIÓN COMO PUNTO DE PARTIDA PARA RESTAURAR ESCENARIOS QUÍMICAMENTE DISTURBADOS

Mónica Bibiana Berdugo Moreno

Bióloga, Master en Agrobiología Ambiental

Jefe (e) del laboratorio de Biología Molecular de la Universidad de Boyacá

RESUMEN

La biorremediación es una herramienta útil para disminuir el impacto de disturbios químicos en diferentes ambientes. En este sentido, puede ser utilizada para iniciar procesos de restauración ecológica en ambientes perturbados por efecto de actividades como la explotación de recursos mineros y petroleros o el uso de compuestos orgánicos complejos. En Colombia se han desarrollado experiencias de remediación a escala de laboratorio y de campo en diferentes escenarios de contaminación y siguiendo diferentes líneas de investigación. Con base en los trabajos presentados en el simposio de Biorremediación del I Congreso Colombiano de Restauración Ecológica, se identificaron dos tendencias principales: 1. uso de materiales inertes para inmovilizar sustancias y 2. aplicación de alternativas de biorremediación para transformar la estructura química del contaminante. Además, se destaca un estudio en que la caracterización de la comunidad microbiana fue utilizada para evaluar la efectividad de la restauración ecológica. De acuerdo con las experiencias presentadas, se concluye que en el país se cuenta con recurso humano capacitado para liderar procesos de remediación formales y que la combinación de técnicas de remediación puede ser aplicada a nivel industrial. Finalmente, se identifica la necesidad de considerar los disturbios químicos en la fase de formulación de programas de restauración ecológica de áreas con diferente estado de deterioro ambiental, armonizar las experiencias de remediación con la restauración de ecosistemas, mantener el soporte técnico y científico para asegurar inocuidad en los procesos de remediación e incentivar el uso y monitoreo de procesos de remediación de sectores productivos, en el marco de la restauración ecológica, mediante la formulación de políticas marco.

INTRODUCCIÓN

En el contexto de un mundo cada vez más poblado y urbanizado, la presencia de áreas químicamente disturbadas es cada vez más frecuente. Los disturbios químicos pueden ser causados de manera directa o indirecta por el desarrollo de actividades humanas, como las mineras, energéticas, industriales y comerciales. Éstas, generan contaminación difusa mediante escorrentía, lixiviación, emisión de gases y transporte de productos, que en ocasiones generan accidentes tipo derrame; así mismo, las descargas directas al suelo y los vertidos a cuerpos de agua ocasionan contaminación puntual en el tiempo y en el espacio. Los impactos de la contaminación química pueden ser evidentes cuando se altera la estructura y función de las comunidades, por lo general disminuye el vigor de los organismos y el tamaño y número de sus poblaciones, lo que conduce a una simplificación de la comunidad hasta limitarla al conjunto de especies tolerantes o resistentes al tipo y la intensidad de la contaminación. En casos en que la alteración química del ambiente no es evidente, el riesgo para el ambiente y para los humanos es mayor, dado que los contaminantes pueden acumularse en organismos de diferentes gremios ecológicos y fijarse en la cadena trófica. En ambas situaciones, la restauración ecológica es pertinente y como tal, es imperativo eliminar o, al menos, reducir el factor de disturbio. Pero ¿cómo hacerlo cuando el disturbio es de naturaleza química?, más aún ¿cómo hacerlo cuando la sustancia que genera el disturbio es un compuesto de síntesis química?

Considerando que la remediación es el conjunto de prácticas para la descontaminación química de recursos naturales, ésta puede emplearse como una herramienta en la restauración ecológica de áreas sometidas a disturbios químicos.

Con respecto al lugar donde se encuentra el recurso natural contaminado, la remediación se clasifica como *in situ* o *ex situ*. La aplicación o no de mecanismos que regulen la velocidad del proceso y la base del mismo, se usan para nombrar las técnicas de remediación. Así, se habla de remediación química, física y biológica o biorremediación. En la biorremediación se emplean organismos, consorcios de organismos o enzimas, cuya acción metabólica inmoviliza o transforma químicamente los contaminantes; si se utilizan las plantas, se conoce como fitorremediación, mientras que cuando se utilizan microorganismos, sus

enzimas o consorcios¹, se conoce como remediación microbiana; así mismo, dependiendo de la parte del organismo, o de sus preferencias ecológicas, la biorremediación puede nombrarse de maneras más precisas, como fitorremediación, bioacumulación o remediación anaerobia, entre otras.

La biorremediación ha sido empleada principalmente en el tratamiento de pasivos ambientales puntuales o difusos, generados por la explotación de petróleo crudo (Norris *et al.* 1994) y el transporte de éste (EPA 2009) o sus derivados (Rahman *et al.* 2002); sin embargo, desde los años 80 del siglo pasado, se ha investigado la viabilidad y eficiencia de la biorremediación para el tratamiento de pasivos ambientales (cuerpos de agua, agrosistemas y ecosistemas) contaminados con metales pesados y por compuestos orgánicos complejos sintetizados por la industria agroquímica en diferentes lugares del mundo (por ejemplo, Rigas *et al.* 2009). La remediación física y química ha utilizado éstos propósitos, pero también para remediar ambientes con contaminación radioactiva (IAEA 2006).

De acuerdo con las presentaciones realizadas dentro del Simposio de Biorremediación, desarrollado en el marco del I Congreso Colombiano de Restauración Ecológica, la remediación en Colombia se ha aplicado en el tratamiento de pasivos ambientales derivados de la explotación de petróleo y carbón y recientemente se adelantan investigaciones en su potencial para la degradación de agroquímicos en escenarios productivos.

TENDENCIAS DE TRABAJO Y LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN

Se identificaron dos tendencias de trabajo en remediación, éstas difieren notablemente en aplicación a escala industrial. Así, el uso de materiales inertes se presentó como una línea de investigación novedosa, mientras que la biorremediación se emplea actualmente a escala de campo y cuenta con un protocolo marco de investigación, requerido para su adaptación a nuevos escenarios. La tercera tendencia, corresponde al desarrollo de una línea de análisis, aplicable no solo a casos de biorremediación sino a otros de restauración ecológica. A continuación se describen las tendencias, con base en las experiencias presentadas.

USO DE MATERIALES INERTES

Se presentó el avance de investigación en la modificación en la capacidad de adsorción de una arcilla para remover restos aceitosos de efluentes industriales (Cáceres *et al.*).

ALTERNATIVAS DE BIORREMEDIACIÓN

En esta tendencia se identificaron cuatro líneas de investigación, dos experimentales, desarrolladas a escala de laboratorio y dos aplicadas a escala de campo.

SELECCIÓN DE CONSORCIOS MICROBIANOS NATIVOS

A partir de muestras del ambiente a tratar (suelo, lodos, agua), se aíslan microorganismos en medios selectivos enriquecidos con el contaminante. Las cepas aisladas se repican varias veces, incrementando la concentración del contaminante, con lo que se ejerce mayor presión de selección sobre los microorganismos. Una vez seleccionadas las cepas individuales, se preparan mezclas de cepas resistentes en proporciones conocidas (Dussán 2009). Posteriormente, se prueba la degradación del contaminante en términos de su eficiencia y eficacia y de la inocuidad de los compuestos resultantes (Bojacá *et al.* 2009). El resultado del proceso es la formulación de un consorcio altamente idóneo, de rápida acción y con un metabolismo conocido e inocuo.

Esta línea corresponde a la investigación básica necesaria para el abordaje de cada caso de contaminación, dado que con ella se buscan cepas nativas, previamente adaptadas al ambiente contaminado, cuya actividad asegura el éxito en el proceso de biorremediación.

El Centro de Investigaciones Microbiológicas (CIMIC) de la Universidad de los Andes, ha trabajado en esta línea de investigación en las cinco regiones naturales de Colombia. Mediante identificación basada en la secuenciación del gen 16S, que codifica para la síntesis de la subunidad ribosomal, este grupo de investigación ha encontrado cepas nativas de géneros frecuentemente utilizados en biorremediación en otros países, como *Pseudomonas* y *Bacillus*, así como cepas de otros géneros menos frecuentes en la literatura, pero altamente eficientes en los casos de contaminación por hidrocarburos en el territorio nacional, como *Acinetobacter*, *Chromobacter* y *Enterobacter*. Recientemente el grupo investiga la descontaminación de ambientes con

¹ Comunidades caracterizadas por presentar metabolismos complejos, capaces de mineralizar los contaminantes de interés.

metales pesados asociados a lodos aceitosos de la industria petrolera, utilizando microorganismos capaces de cambiar el estado de oxidación de algunos metales o de acumular átomos de metales pesados. En el último caso han identificado la necesidad de conocer muy bien la cinética del proceso, dado que cuando el microorganismo se satura del metal pesado, empieza a liberarlo progresivamente al medio.

OPTIMIZACIÓN DE PROCESOS DE BIORREMEDIACIÓN

El desarrollo de esta línea demanda la evaluación de resultados a nivel de microcosmos bajo condiciones controladas y constituye un paso intermedio entre la investigación básica y la aplicación a escala de campo. Para optimizar la biorremediación se aplican diferentes técnicas que reducen las limitaciones del sistema a tratar, en el simposio se presentaron tres ejemplos, que se describen en orden de complejidad ascendente:

Bioestimulación. Esta técnica busca disminuir las limitaciones nutricionales de los microorganismos en el ambiente contaminado, para que su actividad metabólica mantenga una tasa constante de uso del contaminante y favorecer su transformación química, en condiciones óptimas, hasta la mineralización. Angulo *et al.* (2009) evaluaron el efecto de estimular la comunidad nativa de microorganismos utilizando hemoglobina bobina deshidratada, subproducto de la producción agropecuaria típica de la sabana venezolana, como fertilizante alternativo frente a los que se usan corrientemente, úrea y una mezcla en proporciones conocidas de nitrógeno, fósforo y potasio (NPK). En este estudio se concluyó que el uso de la fuente alternativa de nutrientes no genera una bioestimulación significativamente diferente al uso de los fertilizantes tradicionales y que la cantidad de hemoglobina bobina deshidratada hace que la alternativa no sea económicamente viable.

Bioaumentación – fitorremediación. En esta técnica se combina la acción metabólica de los microorganismos, con el soporte y fisiología de las plantas, para potenciar la capacidad de degradación de la microflora nativa del ambiente contaminado y la de consorcios preseleccionados. Muñoz (2009) evaluó el efecto de la remediación microbiana de suelo contaminado con grasas industriales sobre el crecimiento de una planta con potencial para la fitorremediación; en este ensayo se trata la contaminación con base en la capacidad de degradación conocida de un *pool* de microorganismos previamente seleccionados y se utiliza una planta, cuya rizósfera actúa como “trampa” para los microorganismos nativos e inoculados (bioaumentados previamente en laboratorio) y estimula su metabolismo, debido al microambiente que genera su rizósfera; Muñoz concluye que se da una sinergia entre la planta y la degradación del contaminante por el metabolismo de la comunidad microbiana original, es decir, la bioaumentación no reporta un incremento notable en la degradación del contaminante.

Manipulación genética. Con esta técnica se busca incrementar la resistencia ecológica y eficiencia metabólica de los microorganismos en procesos de biorremediación que son evaluados en microcosmos. Roza y Dussán (2009) complementaron la selección de consorcios microbianos nativos con una manipulación genética indirecta, mediante la inducción de transferencia horizontal de genes, sometiendo las cepas nativas a condiciones controladas que favorecen este tipo de transformación genética; en el estudio presentado se obtuvieron transferencias de genes en escenarios *in vitro* y *ex situ* en microcosmos, con lo que se supone, aumentará la capacidad de transformación química del consorcio nativo.

BIORREMEDIACIÓN EX SITU A ESCALA DE CAMPO

Es una línea de investigación – acción de biorremediación, que se ha desarrollado como empresa unipersonal desde hace casi una década, con el respaldo científico y técnico del Centro de Investigaciones Microbiológicas (CIMIC) de la Universidad de los Andes. Además de realizar ensayos piloto y ensayos de degradabilidad *ex situ* de pasivos ambientales, se complementa el ciclo de degradación con la siembra de plantas nativas que finalizan la descontaminación del suelo, retirando de éste compuestos orgánicos complejos o metales pesados, mediante diferentes rutas como la inmovilización radicular. La biorremediación inicial se lleva a cabo en un lapso de 35 días y se debe a la acción metabólica de un consorcio microbiano seleccionado a partir del ambiente contaminado (ver línea de investigación Selección de consorcios microbianos nativos), y evaluado en laboratorio (Ramírez 2009).

BIOAUMENTACIÓN PARA LA DEGRADACIÓN DE PLAGUICIDAS

Al igual que la línea anterior, ésta cuenta con el apoyo científico del CIMIC, sin embargo está siendo desarrollada por el Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (INVEMAR) desde hace menos de un año. A la fecha, Bautista *et al.* (2009) han seleccionado un grupo de cepas, siguiendo la técnica de presión química descrita en la línea de investigación Selección de consorcios microbianos nativos, utilizando los principios activos de los pesticidas utilizados con mayor frecuencia en el sistema

de producción de la zona Bananera (Mancozeb, Tebuconazol y Clorotalonil). En una segunda fase de investigación, el grupo de trabajo espera formular el consorcio microbiano idóneo, identificar las cepas seleccionadas que conformen este consorcio y verificar experimentalmente su eficiencia de transformación de los principios activos de pesticidas, antes de pasar a escala de campo. Es decir, esta línea de investigación está ajustando los métodos ya probados en otros escenarios para aplicarlo *in situ*, en un sistema activo de producción agrícola.

EVALUACIÓN DE LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA

Esta línea de investigación utiliza la descripción de la comunidad microbiana de los suelos, para verificar los efectos ecológicos del protocolo de restauración establecido en la explotación de minas de carbón a cielo abierto en la Guajira colombiana, se encuentra que los suelos no intervenidos y los resultantes de procesos de biorremediación tienen una diversidad microbiana apreciable y muy superior en comparación con los suelos de la mina activa (Rojas 2009). Es una línea novedosa, dado que generalmente se siguen indicadores macroscópicos para determinar la efectividad de los procedimientos de restauración ecológica. El aporte más notable, es el conjunto de métodos que utiliza para describir la composición y estructura de la comunidad microbiana, pues parte de una caracterización fisicoquímica del suelo y de una extracción de ADN total, con base en la segunda se deduce estructura de la comunidad utilizando métodos independientes de cultivo, que eliminan sesgos en la interpretación de los datos. Aunque estos métodos se emplean generalmente en el estudio ecológico de suelos, pocas veces se relacionan con la verificación de los efectos ecológicos de la restauración, aún cuando es aplicable para ambientes con o sin disturbio químico.

CONCLUSIONES

Con base en las sesiones de discusión del simposio Biorremediación, se concluye que:

- El desarrollo de materiales inertes a partir de insumos locales es una tendencia prometedora en la remediación a nivel nacional.
- El conocimiento de las rutas y cinética metabólica de los organismos que participan en procesos de biorremediación, es determinante para diseñar las dinámicas de uso, tratamiento y monitoreo de ensayos pilotos y de aplicación a escala de campo.
- Aunque la bioaugmentación es una técnica que demanda infraestructura y capacidad técnica y científica, es más efectiva y viable que la bioestimulación y el país cuenta con capital humano capacitado para realizarla.
- Las iniciativas de descontaminación de ambientes químicamente disturbados a escala de campo, optimizan su eficiencia de remediación por la combinación de diferentes técnicas y principios biológicos en el caso del estudio presentado.
- Los sectores petrolero y minero, presionados por la legislación vigente, demandan técnicas de remediación para tratar ambientes impactados por su desarrollo y pasivos ambientales heredados del período en que la legislación fue menos estricta.
- La ecología microbiana puede apoyar el monitoreo de experiencias de restauración ecológica, dado que permite cualificar y cuantificar la complejidad de la comunidad microbiana, e indirectamente la complejidad de procesos ecológicos y biogeoquímicos que soporta un compartimento ambiental o un ecosistema.

RECOMENDACIONES

Se presentan algunas recomendaciones para la implementación de técnicas de remediación como parte del desarrollo de programas de restauración ecológica y para la formulación de políticas.

Dado que cada región del país tiene una historia ambiental asociada al tipo de uso predominante del suelo, se sugiere considerar la pertinencia de aplicación de procesos de remediación requeridos para disminuir o eliminar la contaminación química (si la hay), como parte de la formulación y aplicación de programas de restauración ecológica en áreas con diferente grado de deterioro ambiental.

Una vez agotada la fase de investigación básica, previa a la implementación de procesos de remediación, es necesario desarrollar experiencias en campo, conducentes a la restauración ecológica, más que a la simple revegetación de un área, esto es,

enfocadas al establecimiento de una comunidad y estructura semejantes a las propias del ecosistema de referencia o a las potenciales del área a tratar.

Con el ánimo de disminuir la peligrosidad de un ambiente químicamente disturbado, es imprescindible caracterizar los metabolitos intermedios que se generan con la transformación biológica de compuestos contaminantes.

En este sentido, para la formulación de políticas, se sugiere que la autoridad ambiental exija la documentación técnica que describa el conocimiento de la presencia, tipo, persistencia y peligrosidad de metabolitos intermedios en la ruta de degradación de compuestos complejos, antes de desarrollar ensayos piloto en campo. Esto con el fin de evitar la acumulación o movilización de metabolitos intermedios de la degradación de moléculas complejas, dado que éstos pueden ser más contaminantes o persistentes que los contaminantes originales.

Se recomienda que las políticas sectoriales incentiven el uso de análisis de la estructura y composición de la comunidad microbiana para monitorear y evaluar la eficiencia de los programas restauración ecológica que están obligados a desarrollar.

LITERATURA CITADA

- Angulo, D., I. Hernández-Valencia & C. Rocha. 2009. Hemoglobina bovina deshidratada, una fuente alternativa de nutrimentos en la recuperación de suelos de sabana contaminados con Diesel. Presentación oral en el simposio Biorremediación. I Congreso Colombiano de Restauración Ecológica. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá.
- Bautista, P., S. Narváez & T. Cordoba. 2009. Bacterias nativas resistentes a plaguicidas en suelos de la Zona Bananera en el Magdalena. Presentación oral en el simposio Biorremediación. I Congreso Colombiano de Restauración Ecológica. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá.
- Bojacá, V., J. Dussán, M. Vasco & M. Vives. 2009. Monitoreo del proceso de biorremediación en microcosmos, por bioaumentación en dos tipos de lodos aceitosos oAPI 35 y oAPI14, provenientes de la región de Casanare. Presentación oral en el simposio Biorremediación. I Congreso Colombiano de Restauración Ecológica. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá.
- Cáceres, L. M., D. Saavedra & G. Neira. 2009. Desarrollo y aplicación de una arcilla modificada, en la remoción de aceite, presente en efluentes industriales. Libro de resúmenes del I Congreso Colombiano de Restauración Ecológica. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá.
- Dussán, J. 2009. Potencial de bacterias nativas en tratamientos de biorremediación ex situ de lodos aceitosos en la región de Casanare. Presentación oral en el simposio de Biorremediación. I Congreso Colombiano de Restauración Ecológica. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá.
- EPA. 2009. Exxon Valdez Oil Spill. [Enlínea: <http://www.epa.gov/history/topics/valdez/index.htm>].
- Epelde, L., J. M. Becerril, I. Alkorta & C. Garbisu. 2009. Heavy Metal Phytoremediation: Microbial Indicators of Soil Health for the Assessment of Remediation Efficiency. En: *Advances in Applied Bioremediation. Soil Biology, Volume 17*. Springer Berlin Heidelberg. Pp. 299-313.
- International Atomic Energy Agency (IAEA). 2006. Environmental consequences of the Chernobyl accident and their remediation: twenty years of experience / Report of the Chernobyl Forum Expert Group 'Environment'. Radiological assessment reports series. IAEA. Vienna.
- Muñoz, J. 2009. Efecto de la biorremediación en el crecimiento de canavalia sp. Presentación oral en el simposio Biorremediación. I Congreso Colombiano de Restauración Ecológica. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá.
- Norris, R., Hinchee, Brown, McCarty, Semprini, Wilson, Kampbell, Reinhard, Bower, Borden, Vogel, Thomas & Ward. 1994. *Handbook of biorremediation*. CRC Press Inc. Lewis Publishers. USA. Pp 284.
- Rahman, K. S. M., I. M. Banata, J. Thahira, Tha. Thayumanavan & P. Lakshmanaperumalsamy. 2002. Bioremediation of gasoline contaminated soil by a bacterial consortium amended with poultry litter, coir pith and rhamnolipid biosurfactant. *Bioresource Technology* 81 (1): 25-32.
- Ramírez, H. V. 2009. Biorremediación ex situ: bioaumentación y bioestimulación en campo. Presentación oral en el simposio Biorremediación. I Congreso Colombiano de Restauración Ecológica. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá.

- Rigas, F., K. Papadopoulou, A. Philippoussis, M. Papadopoulou & J. Chatzipavlidis. 2009. Bioremediation of Lindane Contaminated Soil by *Pleurotus ostreatus* in Non Sterile Conditions Using Multilevel Factorial Design. *Water, Air, & Soil Pollution* 197 (1-4): 121-129. DOI: 10.1007/s11270-008-9795-8.
- Rojas, D. 2009. Impacto de la actividad minera sobre la diversidad de microorganismos del suelos en el Cerrejón, Colombia. Presentación oral en el simposio Biorremediación.
- Rozo, C & J. Dussán. 2009. Análisis del potencial de transferencia horizontal de genes para optimizar procesos de biorremediación de zonas contaminadas con grasas recalcitrantes. Presentación oral en el simposio Biorremediación. I Congreso Colombiano de Restauración Ecológica. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá.



55. SÍNTESIS SIMPOSIO SOBRE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA DE ÁREAS AFECTADAS POR MINERÍA A CIELO ABIERTO

Julián Esteban Díaz y Samantha Corredor Velandia
Grupo de Restauración Ecológica, Universidad Nacional de Colombia
greunal@gmail.com

RESUMEN

Los trabajos presentados incluyen experiencias nacionales e internacionales desarrolladas con criterio diagnóstico y experimental. Las experiencias nacionales son iniciativas del sector público y privado que hacen énfasis en la rehabilitación de la vegetación: cobertura, supervivencia y crecimiento de especies luego del cese de la minería y la implementación de medidas de mitigación y de favorecimiento de la sucesión vegetal. Dado que la minería destruye inevitablemente los ecosistemas naturales (recursos suelo y vegetación), se propone integrar planes de restauración a los planes de minería previos a la intervención con fines de lograr mejores resultados luego de las actividades de explotación. Se proponen recomendaciones generales para lograr la restauración de ecosistemas degradados por minería en Colombia basadas en las experiencias presentadas.

Palabras clave: Minería, Rehabilitación, Reemplazo, Suelo, Vegetación, Plan de Restauración.

INTRODUCCIÓN

La minería a cielo abierto es una actividad económica que requiere de la remoción del suelo y la vegetación para lograr la extracción de los recursos minerales. La mayoría de las industrias mineras emplean técnicas superficiales que fundamentalmente destruyen el paisaje local y tienen un impacto drástico en la naturaleza y la región. Con la minería los ecosistemas existentes son destruidos completamente y la remoción de los recursos que cubren el recurso mineral, cambia la topografía e hidrología en amplia escala (Fisher y Fisher 2006). Debido a esto la restauración ecológica de los ecosistemas afectados por minería representa un gran reto y la mayoría de las medidas emprendidas en busca de su recuperación más bien competen al reemplazo y rehabilitación.

El suelo es un componente controlador crítico de los ecosistemas en estados tempranos de su desarrollo. Sin los procesos naturales de desarrollo del suelo los ecosistemas se mantienen en estados de poco desarrollo. Cuando la minería se efectúa, los ecosistemas retornan a una condición primaria muchas veces irreversible. De hecho, la minería trae consigo cambios drásticos en la estructura del suelo por cuanto la maquinaria pesada ejerce grandes presiones sobre este y es inevitable la compactación. Además, factores climáticos como el viento y la precipitación contribuyen aceleradamente al proceso de erosión. Una gran variedad de problemas ambientales incluidas la contaminación del aire, tierra y agua se originan de actividades mineras. El grado de impacto de la minería en los ecosistemas puede variar desde más o menos imperceptible a altamente intrusiva dependiendo del mineral trabajado, el método de trabajo y la localización y tamaño de la mina (Bell y Donnelly 2006). Dentro de los efectos producidos por la minería en los ecosistemas se incluyen: destrucción del paisaje, degradación del entorno visual, disturbios en cursos de agua, destrucción de tierras destinadas a la agricultura y reserva forestal, daño de tierras con propósitos de recreación, polución de ruido, polvo, tráfico de camiones y maquinaria pesada, sedimentación y erosión, hundimientos de tierra y vibración por explosiones.

La práctica de la minería hace inevitable la destrucción de la vegetación original de los ecosistemas afectados, así como la pérdida de los suelos o su enterramiento por residuos. Lograr la restauración exitosa de las áreas afectadas por la minería a cielo abierto requiere de la remediación del suelo y el restablecimiento de la vegetación (Bradshaw 1997). Hoy por hoy se gestan en Colombia iniciativas por parte de los entes gubernamentales que buscan proteger algunas áreas de la acción de la minería, la empresa privada ejecuta acciones dirigidas a mitigar el impacto que la minería causa y la academia investiga sobre los efectos de esta y las estrategias para devolver la trayectoria sucesional a los ecosistemas afectados.

TRABAJOS PRESENTADOS

El I Congreso Colombiano de Restauración Ecológica contó con la presentación de 11 trabajos en modalidad de ponencia oral en la realización del Simposio sobre Restauración Ecológica de Áreas Afectadas por Minería a Cielo Abierto. Los trabajos

presentados incluyeron experiencias de entidades privadas que desarrollan actividades mineras en el territorio nacional, y entidades públicas como el Ministerio de Medio Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial, universidades públicas y laboratorios o grupos de investigación nacionales y extranjeros que desarrollan trabajos de investigación diagnósticos y experimentales para la restauración de áreas afectadas por minería a cielo abierto. Los trabajos presentados y sus entidades correspondientes fueron:

Propuesta de nuevas zonas de exclusión de minería en Colombia

Ministerio de Medio Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial.

Manejo de Suelos y Rehabilitación de Tierras en el Cerrejón

El Cerrejón.

Recuperación ambiental

Mineros S.A.

Restauración de las zonas de abandono de la minería del aluvión Nechí – Antioquía

Grupo de investigación GAMA de la Corporación Universitaria Lasallista y Mineros S.A.

Inventario florístico, supervivencia y crecimiento de especies forestales utilizadas en los planes de restauración ecológica en la Mina de Paso Diablo, Mará, Venezuela

Universidad del Zulia.

Factores que afectan el crecimiento y la sobrevivencia de las especies forestales utilizadas en el plan de restauración en escombreras, Mina Paso Diablo, Mará, Zulia, Venezuela

Universidad del Zulia.

Consideración de la heterogeneidad del paisaje para el diseño de ensayos de restauración en áreas degradadas de Neuquén, Argentina

Laboratorio de Restauración y Rehabilitación de Ecosistemas Áridos (LARREA) de la Universidad Nacional del Comahue.

Evaluación de la facilitación ecológica para la recuperación de canteras en zonas áridas de la Patagonia, Argentina

Laboratorio de Restauración y Rehabilitación de Ecosistemas Áridos (LARREA) de la Universidad Nacional del Comahue.

Estructura de las comunidades y gremios de hormigas en áreas rehabilitadas de la mina del Cerrejón, Guajira

Universidad del Valle.

Evaluación del estado actual de la vegetación en un área experimental con aplicación de biosólidos. Antigua Arenera Juan Rey – Bogotá, D.C.

Escuela de Restauración Ecológica de la Pontificia Universidad Javeriana.

Estado actual de la vegetación en parcelas enmendadas con biosólidos cinco años después de su implementación en la cantera de Soratama, localidad de Usaquén, Bogotá D.C.

Escuela de Restauración Ecológica de la Pontificia Universidad Javeriana.

De acuerdo con los temas presentados, los trabajos se agrupan en las siguientes categorías: a) trabajos de diagnóstico b) trabajos de implementación de acciones para la restauración (rehabilitación, recuperación-mitigación) y c) trabajos de evaluación y monitoreo. En la categoría a) se ubicaron los trabajos No. 1 y 7, en la b) los No. 2 y 3 y en la c) los No. 4, 5, 6, 8, 9, 10 y 11. La mayoría de trabajos presentados fueron nacionales, éstos se ubicaron en todas las categorías, mientras los trabajos extranjeros se ubicaron principalmente en la tercera categoría.

SÍNTESIS

La actividad minera en Colombia se caracteriza por hacer explotaciones en áreas dispersas, muchas veces ilegales y no contempladas en los Planes de Ordenamiento Territorial (POT). A pesar de que la ley 685 de 2001 establece que los parques naturales nacionales y regionales y las zonas de reserva forestal están excluidas de la minería, existen conflictos de uso debido a títulos de explotación otorgados en estas zonas. El Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial (MAVDT) propone incluir los páramos y los humedales RAMSAR como zonas protegidas excluidas de actividades mineras concernientes a exploración y explotación. Se espera que a partir de esta iniciativa en Colombia se de manejo adecuado a áreas de protección

disminuyendo la vulnerabilidad ecológica de estos ecosistemas sensibles y vitales para la sociedad. No obstante, los títulos y licencias ambientales continuarán vigentes en el país bajo riguroso control ambiental de la actividad.

Las labores de rehabilitación de tierras y recuperación ambiental implementadas por empresas como el Cerrejón y Mineros S. A. son iniciativas que abren paso en el país a experiencias cada vez más próximas a lograr la restauración ecológica de los ecosistemas afectados con el desarrollo de la minería a cielo abierto. En el caso del Cerrejón y la explotación de carbón en el departamento de La Guajira es posible identificar medidas de mitigación y reemplazo, más que la rehabilitación propiamente dicha del ecosistema. El Cerrejón planifica la explotación del carbón previendo el reasentamiento de comunidades habitantes de la zona de explotación, y posterior rescate y relocalización de fauna. Luego de realizar la deforestación del área proceden con la remoción de suelo en grandes bloques para su preservación antes de efectuar la extracción del mineral. El reemplazo de tierras comienza cuando la actividad minera es suspendida del todo en el área explotada y luego de la adecuación de los terrenos, el suelo preservado se utiliza como sustrato que se estabiliza mecánicamente para los procesos subsiguientes de revegetación y sucesión vegetal. Según la experiencia el proceso de sucesión a lo largo de los años produce un aumento de micronutrientes del suelo (Carbono orgánico, Sodio, Fósforo) y de características como la conductividad eléctrica. El aumento de la diversidad vegetal trae consigo el regreso natural de fauna como lo demuestra el retorno de hormigas medido en términos de similitud funcional, después de 14 años. Este resultado se atribuye al restablecimiento del suelo y sus funciones ecológicas como al aumento en la heterogeneidad espacial que permite la colonización de gremios crípticos.

En el caso de Mineros S.A. y la explotación de metales preciosos en los aluviones auríferos profundos del río Nechí en el departamento de Antioquia, se proponen como medidas de mitigación estudios en la sucesión vegetal en los cargueros para determinar especies que poseen gran potencial en la recuperación de suelos que además de ser nativas se regeneran con cierta facilidad en los cargueros. Igualmente la empresa sugiere la recuperación de los cuerpos de agua, para lo cual es necesario el monitoreo y seguimiento ambiental en humedales, midiendo parámetros biológicos y físico-químicos generales y evaluando los niveles de mercurio en peces, agua y sedimentos.

El estudio efectuado por el grupo GAMA correspondiente al Programa de manejo de Humedales en las zonas de aluvión explotadas por Mineros S.A. integra participación comunitaria, mitigación, control de amenazas e investigación y seguimiento, con fines de priorizar zonas de manejo para fomentar procesos de restauración. La clasificación de humedales explotados de acuerdo a características físico químicas y biológicas expresadas en índices, contribuye a la planificación de manejo y restauración. Debe procurarse suficiente tiempo de muestreo para establecer de forma adecuada la dinámica de los humedales aportando mayor información respecto al estado de los cuerpos de agua. Finalmente el programa de manejo pretende asegurar la productividad de los humedales, tratando de alcanzar en los ecosistemas asistidos la estructura y función de los ecosistemas naturales y ofrecer consecuentemente potencial aprovechamiento por parte del hombre y la flora y fauna.

Otra de las situaciones presentadas en Colombia es la extracción de arenas y gravillas como ocurre en los Cerros Orientales de Bogotá (casos Soratama y Juan Rey). La Universidad Javeriana y la Escuela de Restauración Ecológica implementaron el uso de biosólidos como enmienda orgánica aplicada en sustrato estéril para el mejoramiento de las condiciones de este y lograr el incremento de porosidad, humedad, carbono orgánico, nitrógeno y fósforo. Esta medida estimula la regeneración natural y favorece el establecimiento de las especies vegetales según los resultados obtenidos a través de la medición y comparación de parámetros como riqueza, altura y cobertura después de cuatro años de la aplicación de biosólidos.

De acuerdo con las experiencias presentadas por parte de Venezuela se debe tomar en cuenta que en la elaboración de planes de restauración ecológica de zonas afectadas por minería y programas de reforestación es importante evaluar las especies forestales utilizadas en cuanto a su supervivencia y crecimiento. También, es necesario tomar en cuenta factores que afectan a los individuos, es decir, presencia de gramíneas, patógenos, ganadería y herbivoría con fin de corregir posibles planes de rehabilitación futuros.

Con respecto a las experiencias de Argentina, en el diseño de ensayos de restauración de áreas degradadas es recomendable hacer varios tipos de análisis del ecosistema (sucesionales, fitogeográficos, biogeográficos, geomorfológicos, fisonómico-florísticos e imágenes satelitales), de forma que se establezca la heterogeneidad real del mismo para conseguir mejores resultados y lograr la conservación de la biodiversidad regional. Igualmente, es fundamental considerar la vegetación tanto de áreas afectadas por minería como de zonas aledañas con el fin de incluir especies potenciales de uso en trabajos de rehabilitación. La rehabilitación de los ecosistemas debe basarse en el conocimiento de su composición e interacciones entre componentes. Se deben conocer muy bien las características de supervivencia y crecimiento de las especies que se establezcan, en especial si son especies fijadoras de nitrógeno y facilitadoras. También es importante considerar y efectuar el restablecimiento del suelo y sus funciones ecológicas, pues lo mismo contribuye al manejo sostenible de tierras posiblemente empleadas para conservación en un futuro.

Siendo un hecho ineludible la destrucción completa de los ecosistemas naturales como disturbio resultante de la minería y la muy baja probabilidad de desarrollo del ecosistema original a través de la regeneración natural, los planes de explotación minera deben integrar metas de restauración. De acuerdo con la Agencia de Protección Ambiental Australiana (1995) (Cooke 1999) existen algunas consideraciones ecológicas para la planeación de la restauración en ecosistemas aún no intervenidos por la actividad minera y con proyección de explotación (Tabla 1).

Tabla 1. Consideraciones ecológicas básicas en la planeación de la restauración de ecosistemas pre-intervenidos por actividades mineras (Tomado de Cooke 1999).

Consideración	Preguntas posibles
1. Objetivos de uso de la tierra	Posibles ecológicamente? Sostenibles?
2. Clareo existente	Fuentes de semillas, control de erosión y cobertura del suelo necesarios? Material acumulado como hábitat para la fauna?
3. Manejo de suelo superficial	Doble denudación para la retención del banco de semillas? Tiempo de denudación, acumulación y reemplazo? Alternativas de restitución si es inadecuado?
4. Terraplenes	Control de geoformas finales y erosión?
5. Revegetación	Selección y proveniencia de las especies? Recursos para el establecimiento? Necesidad de preparación de camas de semillas, fertilizantes y enmiendas para el suelo?
6. Acumulación y ciclaje de nutrientes	Uso de enmiendas, especies niñeras, inoculación con simbiontes y hongos micorrízicos necesarios?
7. Especies vegetales y animales nativas	Introducción directa, o facilitación de colonización natural?
8. Manejo	Replante o reintroducción? Control de erosión, manejo del fuego, control de malezas y plagas, aplicación de fertilizantes, agua y riego, enmiendas adicionales?
9. Monitoreo	Qué debe ser monitoreado? Muestreo – cómo, cuándo y dónde? Qué clase de manejo debe ser emprendido?
10. Criterios de éxito	Qué criterios emplear y en qué escala de tiempo?

En síntesis lograr la restauración de los ecosistemas de Colombia afectados por actividades mineras a cielo abierto, en términos de su rehabilitación, comprendería tomar en cuenta las siguientes recomendaciones:

- Excluir áreas de extrema importancia y valor ecológico tanto terrestres (páramos) como inundables (humedales) de las actividades mineras de exploración y explotación.
- Diseñar un plan de restauración integrado a los planes de explotación minera antes de la intervención de los ecosistemas para la extracción de los recursos minerales.
- Realizar estudios y análisis completos del ecosistema intervenido para evaluar su heterogeneidad física y biológica. Esto incluye zonas aledañas al área degradada con la posibilidad de establecer el ecosistema de referencia.
- Reasentamiento de comunidades humanas, preservación del suelo y rescate de fauna antes de la intervención.
- Estabilizar geoformas (requerimientos geotécnicos, pendientes) resultantes de la actividad minera y controlar la erosión (construcción de drenajes y accesos).
- Restablecer el suelo a través de la reutilización del suelo removido y la aplicación de biosólidos y otro tipo de enmiendas.
- Conformar bancos de semillas y camas de propagación de especies seleccionadas.
- Establecer plantas facilitadoras, niñeras y captadoras de nitrógeno en lo posible nativas que eventualmente propicien la colonización natural.

- Aislar áreas de rehabilitación para evitar el pastoreo y consecuentes efectos como compactación, mortalidad y ramoneo.
- Realizar el seguimiento de parámetros como cobertura, supervivencia y crecimiento de las plantas.
- Evaluar la colonización de especies animales (invertebrados principalmente).

LITERATURA CITADA

- Bell, F. G. & L. J. Donnelly. 2006. Mining and its Impact on the Environment. Taylor & Francis Group. New York, USA.
- Bradshaw, A. 1997. Restoration of mined lands – using natural processes. *Ecological Engineering* 8:255-269.
- Cooke, J. A. 1999. Mining. Chapter 14. En: Walker, L. R. (Ed.). 1999. *Ecosystems of Disturbed Ground*. Elsevier Science. Amsterdam, The Netherlands.
- Fisher, A. & H. Fisher. 2006. Restoration of Forest. Chapter 10. En: van Andel, J y J. Aronson (Eds.). 2006. *Restoration Ecology The New Frontier*. Blackwell Publishing. USA.



56. SÍNTESIS MESA REDONDA SOBRE FAUNA SILVESTRE EN LOS PROCESOS DE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA

Julián Esteban Díaz¹, Diego Mauricio Cabrera¹, Rosario Rojas²

Grupo de Restauración Ecológica, Universidad Nacional de Colombia

Departamento de Biología, Universidad Nacional de Colombia

RESUMEN

Las investigaciones en restauración ecológica normalmente se inician con el uso de un conjunto de especies de plantas que se ensamblan para formar una comunidad. Sin embargo, la fauna es un componente de la biota que también forma parte de los ecosistemas y como tal requiere atención de esta disciplina. El papel de la fauna en los procesos de restauración ecológica es indispensable en la superación de barreras que impiden la dispersión, establecimiento y persistencia de las plantas. La recuperación de la fauna debe contemplarse como un objetivo en los procesos y de hecho un factor de utilidad en el monitoreo del éxito de los proyectos. Los trabajos en fauna concernientes a la restauración ecológica poco alcanzan la dimensión experimental y más bien atienden a evaluaciones preliminares de las poblaciones o comunidades, la conservación de las especies y el monitoreo. Pese a esto se gestan iniciativas concernientes a la documentación histórica, el manejo y restauración de hábitats y la participación comunitaria. Estas iniciativas se evidenciaron durante el desarrollo de la mesa redonda: *La Fauna en los Procesos de Restauración* realizada en el Primer Congreso Colombiano de Restauración Ecológica, en la cual se presentaron 12 trabajos sobre el tema. En Colombia se requiere aumentar el número de estudios que involucren a la fauna en los procesos de restauración y superar limitaciones técnicas, logísticas y financieras para la realización de estos. Se plantea la implementación del esquema de manejo adaptativo.

Palabras clave: restauración ecológica, fauna silvestre, recuperación de fauna, monitoreo, indicadores biológicos, manejo adaptativo.

INTRODUCCIÓN

La fauna es un componente de los ecosistemas esencial en el mantenimiento de procesos ecológicos como dispersión de semillas, polinización, herbivoría, predación y descomposición. Cuando los ecosistemas son intervenidos y degradados las repercusiones sobre la fauna, entendidas como la desaparición y degradación del hábitat, el declive poblacional y la misma desaparición de ésta, inciden drásticamente en el desarrollo de los procesos funcionales y la dinámica inherente a los ecosistemas implicados. A pesar de que en la mayoría de casos la fauna es utilizada en el seguimiento y monitoreo de procesos de restauración ecológica, actualmente se reconoce su valor ecológico y económico en la restauración de tierras degradadas.

La fauna silvestre contribuye a superar algunas barreras a la restauración ecológica en las fases de dispersión, establecimiento y permanencia de las plantas para la configuración de las comunidades vegetales en los ecosistemas. El papel que desempeñan diferentes grupos taxonómicos es crucial considerando las relaciones planta-animal. Insectos, aves y mamíferos son los principales agentes de la polinización y dispersión de semillas en ecosistemas cuyas plantas requieren de la acción de estos organismos para que sus propágulos recorran distancias específicas y lleguen a la fase de implantación. Algunos invertebrados y mamíferos inciden en el establecimiento y permanencia de las plantas, condicionando el suelo y efectuando control biológico de poblaciones vegetales y herbívoros a través de la predación de semillas, plántulas e insectos. De estos, muchos mejoran la estructura del suelo favoreciendo la porosidad y la aireación, incorporan nutrientes con la deposición de heces o cadáveres, y transportan micorrizas y otros microorganismos. Algunas especies animales, por ejemplo castores, topos, hormigas, termitas y lombrices son denominados “ingenieros de los ecosistemas” porque crean, mantienen y modifican hábitats condicionando y propiciando la existencia de otras especies.

La desaparición de la fauna implica la pérdida o disminución de la calidad de servicios ambientales derivados de los ecosistemas y relacionados con los procesos ecológicos que esta mantiene. La fragmentación de los bosques, el efecto de borde y la falta de conectividad entre áreas conservadas y áreas degradadas implican serias dificultades para la recuperación de la fauna y por consiguiente el restablecimiento de estos servicios. Ya que las comunidades animales tienen etapas de sucesión, la fauna coloniza áreas degradadas en las cuales se cumple también la sucesión vegetal. Sin embargo, la colonización de la fauna depende

de factores como el estado de las poblaciones fuente, la conectividad y distancia entre las áreas o fragmentos de vegetación (p.ej. parches de bosque), la interrupción por disturbios antrópicos, la supresión de especies exóticas o invasoras y la existencia de condiciones microclimáticas y refugios apropiados para el tránsito o migración. Cuando las condiciones son adecuadas la fauna es indicadora de procesos de restauración a nivel de comunidades (composición y riqueza), poblaciones (dinámica poblacional de especies seleccionadas) y procesos ecológicos (relaciones planta-animal) (Montenegro 2009). Aunque la colonización es gradual y progresiva no siempre la presencia de fauna potencialmente indicadora se relaciona con la recuperación de las funciones en los ecosistemas.

Uno de los aspectos positivos de la consideración de la fauna en la restauración ecológica es el valor carismático que muchas especies tienen. La estética y valor atractivo de algunos animales inciden en la toma de decisiones respectivas a la conservación y recuperación de los ecosistemas por cuanto estas especies representan para la humanidad. En ese sentido la conservación de estas especies se extiende a medidas para recuperar sus poblaciones, hábitats y entorno en general. La recuperación de la fauna es por sí misma una etapa por cumplir en la restauración ecológica y algunas veces se omite debido a que los proyectos cuentan con pocos recursos, no siguen metas de largo plazo y se enfocan principalmente en la vegetación.

Numerosos estudios se enfocan en el diagnóstico, evaluación y comparación de la fauna presente en áreas intervenidas y regeneradas. Otros estudios en cambio evalúan la participación de la fauna en el proceso mismo de la restauración. Aunque actualmente la fauna recibe mayor atención en la restauración ecológica, es conveniente que las ciencias de la vida silvestre integren y apoyen cada vez más esta disciplina. De acuerdo con Gawlik (2006) el aporte de las ciencias de la vida silvestre a la restauración ecológica consiste en: (1) la contribución a modelos ecosistémicos conceptuales (2) desarrollo cuantitativo de medidas de rendimiento y objetivos de restauración que impulsen el progreso de esta y (3) el logro de la viabilidad social mediante el sostenimiento a largo plazo del soporte público de los proyectos.

Las presentes memorias dan a conocer el panorama a nivel nacional y latinoamericano respecto al trabajo realizado con fauna en la restauración ecológica. Aunque puede ser una visión incompleta se identifican las aproximaciones metodológicas sobre el tema, la situación actual y las debilidades y retos para la realización de estudios futuros. La síntesis presentada es producto y conclusión de la discusión efectuada en la mesa redonda y la revisión de literatura.

TRABAJOS PRESENTADOS

En el Primer Congreso Colombiano de Restauración Ecológica la Mesa Redonda La Fauna en los Procesos de Restauración contó con la presentación 12 trabajos, de los cuales 6 se expusieron en modalidad de ponencia oral y 6 en cartel.

MODALIDAD PONENCIA

Restauración de Fauna Silvestre: marco conceptual, experiencia y retos para Colombia

Dra. Olga Montenegro del Grupo en Conservación y Manejo de Vida Silvestre e Instituto de Ciencias Naturales de la Universidad Nacional de Colombia.

Efecto de la plantación de *Erythrina edulis* y *Trichantera gigantea* sobre el repoblamiento de la macrofauna edáfica, en un área degradada por pastoreo (Montenegro-Quindío)

Biólogo Esteban Tulande-Marín y Dr. (C) José Ignacio Barrera de la Escuela de Restauración Ecológica (ERE) de la Pontificia Universidad Javeriana.

Evaluación histórica de las poblaciones de manatí y tortuga verde en el Caribe mexicano con objetivos de Restauración

Bióloga Fabiola Azpetia Sandoval y Dra. Ana Barahona-Echeverría de la Facultad de Ciencias de la Universidad Nacional Autónoma de México y la Dra. Andrea Sáenz-Arroyo de Comunidad y Biodiversidad (Asociación Civil).

El estado actual del ajolote (*Ambystoma mexicanum*) y los esfuerzos para su conservación

M en Cs. Hugo Cortés, V. Contreras, E. Valiente, S. Martínez, A. Marín, C. Ayala, H. González y L. Zambrano del Laboratorio de Restauración Ecológica del Instituto de Biología de la Universidad Nacional Autónoma de México.

Distribución de anfibios y reptiles en ambientes en regeneración en la Isla Gorgona

Dr. Nicolás Urbina-Cardona de Conservación Internacional Colombia y Dra. María Cecilia Londoño de la Universidad Nacional Autónoma de México.

Experiencia preliminar para la reintroducción del venado cola blanca *Odocoileus virginianus*, en el Parque Nacional Natural Los Nevados, Colombia

Bióloga Carolina Mateus-Gutiérrez del Grupo en Manejo y Conservación de Vida Silvestre de la Universidad Nacional de Colombia.

MODALIDAD CARTEL

Restauración de hábitats para la hicoteta en la Costa Caribe

Dra. Maria Argenis Bonilla del Departamento de Biología de la Universidad Nacional de Colombia.

Distribución y abundancia del venado cola blanca (*Odocoileus virginianus mexicanus*) en el Corredor Biológico Chichinautzin, un análisis previo a la restauración de la especie

V. Flores-Armillas y V. Sánchez-Cordero del Laboratorio de sistemas de información geográfica del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México

¿Cómo se establecen los procesos ecológicos en un sitio restaurado?: comparación entre un sitio restaurado y un sitio con regeneración natural avanzada

Yared Hernández, El del Vak, Dr. Roberto Linding-Cisneros del Centro de Investigaciones en Ecosistemas (CIECO) y Boege Karina del Instituto de Ecología de la Universidad Nacional Autónoma de México.

La diversidad de aves como indicador de recuperación de áreas restauradas en el Parque Ecológico Chipinque

Erik Iván Meléndez López, Eduardo Alanís-Rodríguez y Pamela Anabel Canizales-Velázquez del Departamento de Investigación y Manejo de Recursos Naturales del Parque Ecológico Chipinque; Irene Ruvalcaba-Ortega de la Facultad de Ciencias de la Universidad Autónoma de Nuevo León; y Javier Jiménez-Pérez de la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma de Nuevo León.

Los insectos descortezadores como indicadores de recuperación en ecosistemas restaurados en el Parque Ecológico Chipinque, México

Erik Iván Meléndez-López, Eduardo Alanís-Rodríguez y Pamela Anabel Canizales-Velázquez del Departamento de Investigación y Manejo de Recursos Naturales del Parque Ecológico Chipinque, Humberto Quiroz-Martínez y Ariadna Rodríguez-Castro de la Facultad de Ciencias Biológicas de la Universidad Autónoma de Nuevo León, y Javier Jiménez-Pérez de la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma de Nuevo León.

Aspectos de Restauración Ecológica de la fauna silvestre asociada al complejo cenagoso del Bajo Sinú, Córdoba, Colombia

Maribel Olaya y Paulina Pulgarín del Semillero de Investigación In-Sithu, Tecnológico de Antioquia.

México fue el país que más presentó trabajos. Las instituciones representantes de este país fueron la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), la Universidad Autónoma de Nuevo León (UANL), y la Asociación Civil Conservación y Biodiversidad (COBI, A.C.). Colombia contó con la representación de la Universidad Nacional de Colombia (UNAL), la Pontificia Universidad Javeriana (PUJ) y Conservación Internacional Colombia (CI) (Figura 1).

Los trabajos incluyeron experiencias que consideraron diferentes modalidades de participación de la fauna en los procesos de restauración: (a) recuperación directa de la fauna, (b) restauración de hábitats para la fauna, y (c) el uso de la fauna en el monitoreo de la restauración (bioindicación). La modalidad con mayor representación fue la (b) con 5 trabajos, seguida por la (c) con 4 y la (a) con 3. No se presentaron trabajos que involucraran la utilización de la fauna en estrategias para la restauración.

De acuerdo a las fases correspondientes a un proceso de restauración ecológica los trabajos presentados se enmarcaron dentro de las fases diagnóstica, experimental y de monitoreo. La mitad de los trabajos se enfocaron en la fase diagnóstica y realizaron la evaluación preliminar del estado de los ecosistemas a través del estudio de la fauna o evaluación de las poblaciones o comunidades; otra buena parte (4) lo hizo en la fase de monitoreo dando seguimiento a variables como la riqueza y composición de comunidades faunísticas y un solo trabajo involucró la fase experimental.

Dentro de los trabajos presentados los ecosistemas de bosques templados de pinos y encinos fueron los de mayor representación (Figura 2). Seguido estuvieron la selva baja caducifolia y los humedales continentales. El resto de ecosistemas, es decir, praderas marinas, selva húmeda tropical, ecosistemas andinos de alta montaña y suelo, tuvieron igual representación aunque baja en comparación con los mencionados inicialmente.

Los niveles de organización considerados en los trabajos presentados fueron comunidad y población – organismo. Siete consideraron el primer nivel y tres el segundo, los dos restantes realizaron aportes conceptuales por lo cual no aplicaron dentro de esta clasificación.

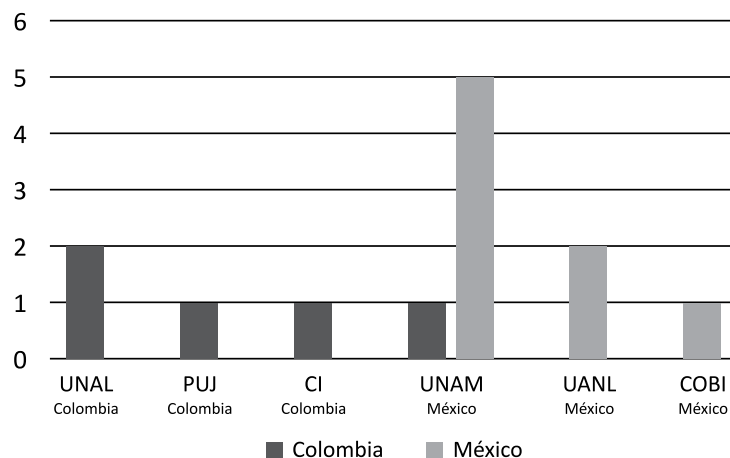


Figura 1. Número de trabajos presentados por país e institución.

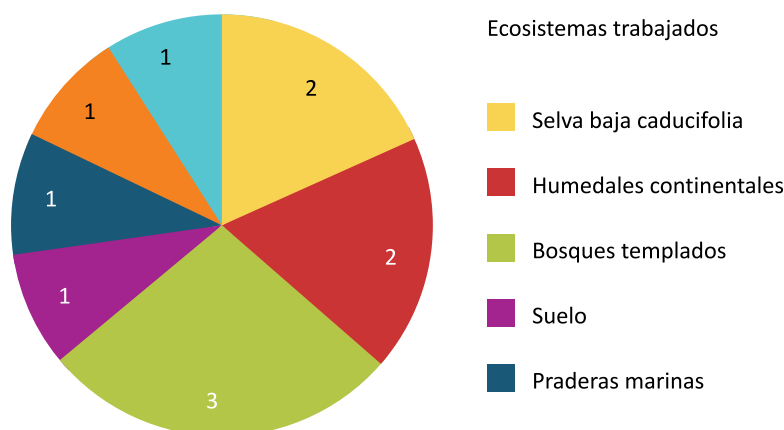


Figura 2. Ecosistemas correspondientes a los trabajos presentados.

En cuanto a los grupos taxonómicos estudiados más de la mitad de los trabajos fueron concernientes a vertebrados. Mamíferos y reptiles fueron considerados en 3 trabajos cada uno y anfibios en dos. Los invertebrados también tuvieron representación y dentro de estos los insectos ocuparon el primer lugar con tres trabajos presentados (Figura 3).

SÍNTESIS

Desde el punto de vista conceptual el tema de la fauna en los procesos de restauración ecológica puede abordarse desde dos perspectivas: a) la restauración de los ecosistemas y la importancia de la fauna en el proceso y b) la recuperación de la fauna propiamente dicha (Montenegro 2009). Una de las primeras recomendaciones al definir un proyecto de restauración ecológica que cumpla con todos los pasos de un proceso integral para cualquier ecosistema de referencia es la inclusión de la fauna dentro de los objetivos de la restauración. En el proceso es imprescindible la evaluación del estado actual del ecosistema a restaurar por lo cual la fauna es uno de los componentes a evaluar. Ya definidas las escalas y niveles de organización y precisados los objetivos de la restauración es posible definir la vinculación de la fauna dentro del proyecto. En ese aspecto la fauna puede considerarse como un agente útil en la implementación de estrategias biológicas diseñadas para superar las barreras a la restauración o bien como un componente que debe recuperarse por su estado de conservación precario a nivel de comunidades, poblaciones y especies.

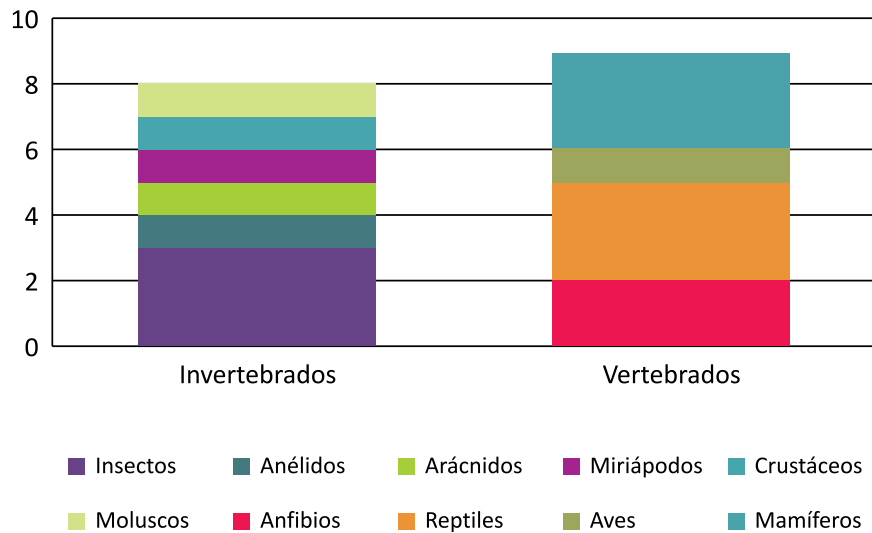


Figura 3. Grupos taxonómicos de la fauna considerados en los trabajos.

Desde el punto de vista metodológico se siguen dos tipos de aproximaciones metodológicas con respecto a la fauna en la restauración en el sentido de su recuperación. Estas aproximaciones son directas e indirectas. Las directas involucran el aumento de poblaciones por traslocaciones, reintroducciones e introducciones, mientras que las indirectas involucran la evaluación y manejo del hábitat y reducción de amenazas (Montenegro 2009).

Las aproximaciones directas deben utilizarse con ciertas recomendaciones y en ciertos casos. Se utilizan cuando las poblaciones son muy pequeñas por cuanto se han reducido drásticamente en el sitio o cuando están localmente extintas. Antes de realizar cualquier intento de aumento poblacional es importante reducir, eliminar o mitigar los factores causantes de la disminución de las poblaciones locales por lo cual existe una intersección con las aproximaciones indirectas. Luego, debe evitarse con la implementación de traslocaciones e introducciones la transmisión o propagación de enfermedades porque los individuos liberados en algunos casos son producto de programas de cría en cautiverio. De igual manera, es importante saber dónde repoblar de acuerdo a los escenarios cambiantes, los tamaños poblacionales y la viabilidad poblacional de las especies. Incluso, es necesario tener en cuenta consideraciones genéticas al respecto. Toda esta serie de contingencias sugieren manejar la recuperación de la fauna dentro del concepto y esquema de manejo adaptativo.

Las aproximaciones indirectas parten de la reducción de amenazas que repercuten en la fauna logrando la desaparición o disminución de las poblaciones. Esto significa impedir la caza ilegal, la explotación no selectiva, la destrucción de hábitats específicos, e incluso disturbios antrópicos como los incendios provocados y la propagación de especies invasoras. Quizás lo más congruente en cuanto a lo que confiere a la recuperación de la fauna en un proyecto de restauración ecológica sea la evaluación y manejo del hábitat, y especialmente en el caso de los ecosistemas terrestres. Ya que la vegetación modela estructuralmente los ecosistemas terrestres también configura hábitats y refugios para la fauna de tal manera que restablecer la vegetación original a través de ciertas estrategias en cierta medida contribuye a darle manejo al hábitat. No obstante, en forma experimental es posible atraer a la fauna a través de elementos artificiales. Un ejemplo son las perchas y los alimentadores para las aves. En el caso de los artrópodos y otros invertebrados funciona la plantación de especies nativas en arreglos espaciales y la disposición de microhábitats como piedras, leños, troncos, corteza esparcida sobre el suelo y hojarasca. Cuando se realiza evaluación y manejo de hábitat es importante considerar el problema de escala, ya que existen gradientes ambientales que favorecen o no la presencia de ciertas especies. En anfibios por ejemplo, el desarrollo, reproducción y la distribución de organismos depende del gradiente de microhábitats existentes.

Es importante reconocer el papel que cada grupo taxonómico dentro de la fauna cumple en las diferentes fases de la restauración ecológica. Esto según el ecosistema y la trayectoria sucesional esperada. También es necesario entender qué especies de fauna existen y toleran diferentes ambientes por cuanto no todas acompañan las diferentes etapas de sucesión. Igualmente, en cierta medida es conveniente definir el nivel de organización con el cual se trabaja la fauna en la restauración ecológica. En sentido estricto la recuperación de la fauna de todo un ecosistema involucra la comunidad o población como niveles de organización. Sin embargo, cuando se trata de utilizar a la fauna en el monitoreo y la bioindicación es posible esclarecer aún mejor qué niveles de organización son los adecuados en especial cuando se conoce la biología de las especies y su virtud como indicadores

biológicos. Los estudios con invertebrados deben intentar considerar la fauna a nivel de especies más que a niveles ordinales (Majer 2009), para esto es necesario involucrar la participación de taxónomos en los proyectos.

Un aspecto relevante a tener en cuenta en el planteamiento y realización de estudios de restauración ecológica en los cuales se involucra la fauna es la revisión documental y la realización de ecología histórica. Esto porque es viable sintetizar evidencia arqueológica que contribuye a determinar la existencia de una especie tiempo atrás y su relación con el hombre en el territorio, como el caso presentado del manatí y la tortuga verde en México, y seguramente el de muchos vertebrados más. Los marcos de referencia históricos contribuyen a definir objetivos acertados dado que posibilitan inferir características de las poblaciones naturales antes del impacto de las actividades humanas sobre ellas. Según Majer (2009) los investigadores deben hacer más esfuerzo por confrontar sus hallazgos con estudios antiguos y olvidados y no solamente a la luz de estudios recientes.

La principal falencia en todos los estudios a nivel mundial es que no demuestran si existe relación entre la recuperación de la fauna y el funcionamiento del ecosistema. La presencia o abundancia de un grupo no prueba que la función ecológica que normalmente está asociada a este grupo ha logrado el grado deseado en el área restaurada (Majer 2009). Según Loreau *et al.* (2001) (citado en Majer 2009) es imperativo que los experimentos y estudios sean iniciados con el vínculo de la abundancia o diversidad de grupos particulares de animales al grado al cual las funciones ecológicas están operando.

Un impedimento para realizar estudios con objetivos a largo plazo son las limitaciones financieras, técnicas y logísticas. En esto intervienen aspectos sociales e institucionales. Costos, capacidad técnica, falta de conocimiento previo de las especies, falta de monitoreo, son algunas de las debilidades que nuestro país enfrenta. Sin embargo, debe desarrollarse ampliamente la participación comunitaria y el manejo adaptativo en los proyectos para involucrar a las comunidades y a las instituciones en la restauración ecológica sin excluir a la fauna. De hecho, las comunidades son componentes indispensables en el éxito de los procesos de restauración y muy frecuentemente en lo que tiene que ver con el monitoreo de fauna. Las instituciones dedicadas a la investigación a su vez deben comprender el esquema de manejo adaptativo como una alternativa en lo que concierne a los trabajos desarrollados con fauna. La academia tiene el reto de generar información y formar en capacidad técnica para implementar programas de restauración con fauna silvestre exitosos.

En Colombia se requiere aumentar el número de trabajos e investigaciones que involucren la fauna en la restauración ecológica. Muchos trabajos se realizan fuera de este contexto debido a que no existen zoólogos de la restauración ecológica. La mayoría de los estudios con fauna no se dirigen a la restauración en sí, sino a la conservación biológica. Tal vez si los estudios ampliaran su dimensión a una visión más completa de la biología de la conservación, el ejercicio de la restauración ecológica en el país sería una disciplina que no excluiría a la fauna. Esto porque la biología de la conservación tiene tres metas importantes que son mantener la diversidad natural encontrada en los sistemas vivos (diversidad biológica), la composición, estructura y funcionamiento de esos sistemas (integridad ecológica) y su resiliencia y capacidad de persistir en el tiempo (salud ecológica) (Callicott *et al.* 1999). Así en últimas la restauración ecológica contribuye al logro de estas metas.

Los estudios con fauna deben considerar escenarios futuros en los cuales se tenga presente la incidencia del cambio climático. Es conveniente que tengan en cuenta la historia de vida de las especies animales, su distribución más que la propia diversidad, las gradaciones y variaciones espacio-temporales del hábitat, la estructuración de ensamblajes de especies y la relación entre el retorno de la fauna y las funciones ecosistémicas.

LITERATURA CITADA

- Callicott, J. B., L. B. Crowder & K. Mumford. 1999. Current normative concepts in conservation. *Conservation Biology* 13: 22-35.
- Gawlik, D. E. 2006. The role of wildlife science in wetland ecosystem restoration: Lessons from the Everglades. *Ecological Engineering* 26: 70-83.
- Majer, J. D. 2009. Animals in the Restoration Process – Progressing the Trends. *Restoration Ecology* 17 (4): 315-319.
- Montenegro, O. 2009. Restauración de Fauna Silvestre: Marco Conceptual, Experiencias y Retos para Colombia. Ponencia Oral. Mesa Redonda La Fauna en los Procesos de Restauración. I Congreso Colombiano de Restauración Ecológica y II Simposio Nacional de Experiencias en Restauración Ecológica.

57. SÍNTESIS SOBRE EL PLAN NACIONAL DE RESTAURACIÓN DE ECOSISTEMAS

RESTAURACIÓN ECOLÓGICA, REHABILITACIÓN Y RECUPERACIÓN DE ÁREAS DISTURBADAS

Olga Lucía Ospina Arango

Dirección de Ecosistemas

Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial

RESUMEN

Colombia, es un país con una extensión de 2.022.124 km² incluidas las áreas terrestres (1.141.748 km²) y marinas (880.376 km²), es considerado como uno de los 12 países llamados “megadiversos” en el mundo; condición que se ve reflejada en la amplia variedad de ecosistemas representados en el territorio colombiano, desde páramos, hasta bosques andinos, selvas húmedas tropicales, bosques secos, humedales, sabanas y zonas áridas. Sin embargo, la mayoría de los ecosistemas naturales de Colombia han sido transformados y degradados por la deforestación, causada entre otras, por el establecimiento de cultivos ilícitos, el uso inadecuado del suelo en actividades agroindustriales, la producción agropecuaria, la minería a cielo abierto, el desarrollo urbano, la construcción de obras de infraestructura, la urbanización e introducción de especies, que en algunos casos son invasoras afectando el equilibrio de los sistemas ecológicos.

Esta rápida conversión y deterioro de los ecosistemas originales, ha generado pérdida de biodiversidad, disminución en calidad y cantidad de los recursos hídricos, degradación de los suelos, contaminación de aguas tanto marinas como continentales. En este marco de condiciones de deterioro, surge la necesidad de elaborar el presente Plan Nacional de Restauración, que busca a partir de la restauración ecológica, la rehabilitación y la recuperación, articulándose a las estrategias del Gobierno Nacional, con el fin de contrarrestar los efectos negativos que se han ido acumulando y deteriorando los ecosistemas y la calidad de vida de las comunidades humanas.

El plan incluye la conceptualización relacionada con los impulsores o motores de pérdida y transformación identificados en la Evaluación de Ecosistemas del Milenio y retomados en la Política Nacional de Gestión integral de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos, como las fuerzas que influyen y afectan directamente el suministro de servicios ecosistémicos. Dentro de éstas fuerzas, surgen los disturbios como eventos no planeados que afectan la estructura y la función de los ecosistemas generando áreas disturbadas.

Reúne tres enfoques de implementación: La restauración ecológica, la rehabilitación y la recuperación que dependen del tipo de intervención, del nivel de degradación del área y del objetivo de restauración. Aunado a esto se propone la compensación, como un mecanismo operativo de financiación de procesos y proyectos de restauración. Para su cumplimiento se propone un marco lógico de 20 años con un periodo el corto plazo de 3 años, un mediano de 5 años y un largo plazo de 12, que contiene para cada uno de ellos acciones prioritarias y esenciales para su cumplimiento, metas e indicadores, responsables, posibles fuentes de financiación y una aproximación económica para la gestión del PNR. Para su ejecución se espera el compromiso y articulación de las entidades del SINA; Autoridades Ambientales, las Entidades Territoriales, las agremiaciones, los sectores, la sociedad civil, la academia y usuarios de los recursos en general

De otra parte y considerando que la Convención de Diversidad Biológica adoptada mediante la ley 165 de 1994 estableció que cada parte contratante “Rehabilitará y restaurará ecosistemas degradados y promoverá la recuperación de especies amenazadas, entre otras cosas mediante la elaboración y la aplicación de planes u otras estrategias de ordenación”, el Plan Nacional de Restauración se convierte en un instrumento de Política Nacional para la restauración y conservación de ecosistemas y sus servicios.

Cuenta con una guía técnica para la formulación de proyectos de restauración que se presenta como anexo y aporta una base conceptual para abordar procesos de restauración ecológica y acciones de rehabilitación y recuperación en los diferentes ecosistemas y las áreas disturbadas.

Igualmente consta de otros anexos, entre los que están el glosario de los términos utilizados en el plan, los acrónimos y siglas, el mapa preliminar de priorización de áreas para restauración, las normas, políticas, planes y programas relacionados, unas fichas

técnicas de iniciativas de restauración, rehabilitación y recuperación, el mapa de experiencias de restauración en áreas protegidas, presupuestos promedio de experiencias de restauración, además de las instituciones participantes tanto en los talleres como en la mesa del II Simposio de restauración desarrollado en julio de 2009 en Bogotá.

En relación con el mapa preliminar, se encontró de acuerdo con el análisis, que 16.136.983 ha. se encuentran degradadas, en relación con 35.335.870 ha. equivalentes a las transformadas; siendo las coberturas de cultivos, pastos y la vegetación secundaria las que representan el mayor grado de perturbación (45,6%). Por otra parte, las coberturas naturales presentan una degradación del 12,2%, correspondiente a 9.615.845 ha. de 78.713.516 ha. del total del país. Entre estas, los bosques naturales representan el mayor número de hectáreas afectadas con 6.498.855 ha.

De ésta manera este PNR hace evidente las áreas críticas que se convierten en áreas geográficas en las que deberán implementarse las acciones en primera instancia. Inicialmente, los departamentos de Antioquia, Córdoba, Magdalena y Boyacá presentan los mayores valores de degradación (57%) en relación con los criterios analizados, concordando con lo obtenido por diagnósticos previos, que registra una mayor ocurrencia de disturbios (entre 7 y 9); siendo los ecosistemas más degradados los Bosques naturales, Humedales, Páramos y vegetación secundaria

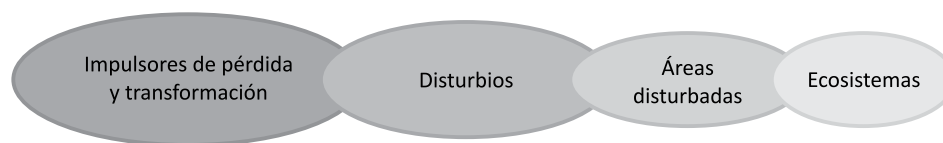
EL MARCO CONCEPTUAL DEL PLAN

La mayoría de los ecosistemas del país han sido transformados y degradados por diferentes disturbios antrópicos y naturales, ocasionados por los sistemas productivos agrícolas, pecuarios, pesqueros y agroindustriales no sostenibles; la deforestación; la extracción de materiales a cielo abierto; la expansión urbana, originada por el desarrollo de obras e infraestructura de gran impacto y la densificación habitacional; los incendios forestales y quemas de origen antrópico; la degradación y cambio en los regímenes hídricos y los disturbios naturales como los huracanes, tormentas, inundaciones y fenómenos climáticos que presentan efectos destructivos como fragmentación, remoción de organismos, y blanqueamiento masivo de corales.

Las invasiones biológicas, la sobreexplotación, la contaminación y el cambio climático son, según la evaluación del milenio motores de transformación y pérdida de ecosistemas que ocurren de manera sinérgica produciendo cambios en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas. Estos cambios pueden a su vez, producir pérdidas en otras especies y un efecto en cascada sobre la biodiversidad y la apertura del sistema a invasiones de especies y por ende sufrir una mayor alteración.

Teniendo en los impulsores o motores de pérdida y transformación identificados, se abordaron los principales disturbios que la producen, afectando la estructura y función de los ecosistemas e interfiriendo el normal funcionamiento del sistema, generando áreas disturbadas que están relacionadas con los ecosistemas, que pierden sus atributos (función y estructura).

En la siguiente figura se presenta la relación entre los principales componentes de la problemática de degradación.

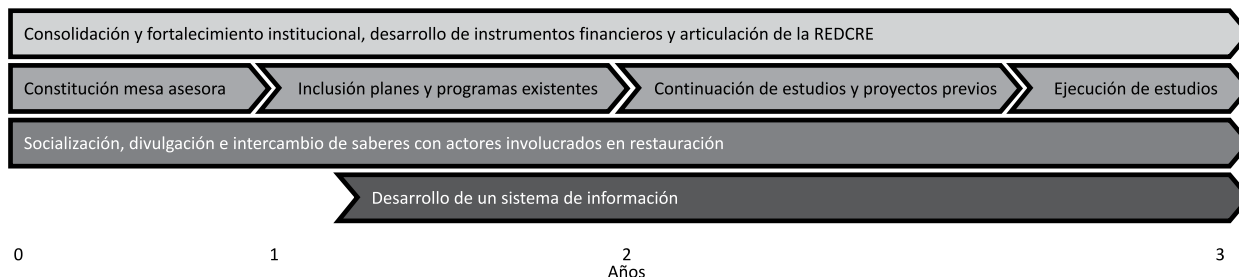


Éste enfoque permite tener una visión amplia e integral de la problemática como del procedimiento a seguir para la restauración, rehabilitación y recuperación.

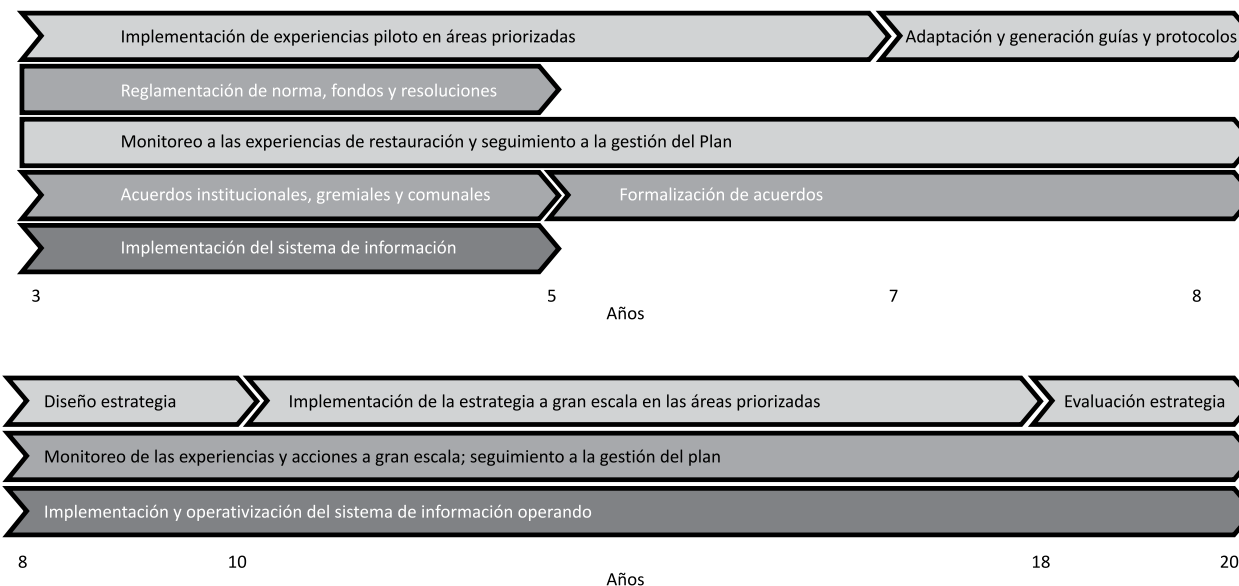
EL PLAN DE ACCIÓN

La estructura del Plan Nacional de Restauración 2010- 2030 se desarrollará mediante la ejecución de acciones puntuales en tres fases sobre las cuales se deberán ejecutar acciones en un término de 20 años para cumplir el **objetivo general** que es *Orientar y promover la restauración ecológica, la recuperación y la rehabilitación de áreas disturbadas al interior de los ecosistemas, que conlleven a la distribución equitativa de beneficios, a la conservación de la diversidad biológica y a la sostenibilidad y mantenimiento de bienes y servicios ambientales, en un marco de adaptación a los cambios globales* y los objetivos específicos: Profundizar el conocimiento de las áreas disturbadas estableciendo estrategias, lineamientos y propuestas para su restauración; promover la distribución equitativa de beneficios, asegurando la participación de todos los sectores de la sociedad, la diversidad cultural y multiétnica a lo largo de la implementación de procesos de restauración, desarrollar estrategias de restauración en áreas disturbadas priorizadas por medio de proyectos piloto y acciones de a gran escala.

La FASE I: se desarrollara entre el año 0 y 3, busca fortalecer las organizaciones nacionales como base para la divulgación, socialización y capacitación y la constitución de una mesa nacional asesora para orientar conceptualmente la restauración. Un segundo momento se define con el fin de articular los planes operativos locales y regionales con las experiencias existentes, con el fin de dar seguimiento a los procesos previos y a una retroalimentación de las experiencias exitosas. Finalmente, en esta fase se desarrollará un sistema de información que será la base de planificación, evaluación y seguimiento de la implementación y se resume en las siguientes acciones:



La FASE II se realizará entre los 3 y 8 años, buscará implementar las experiencias piloto de restauración en las áreas priorizadas a nivel regional con el fin de adaptar, ajustar y generar protocolos y guías. Un punto importante en ésta fase es darle continuidad a la gestión de recursos, la reglamentación de normas y fondos propuestos (restauración del daño, entre otros), propiciar procesos participativos, generación de acuerdos institucionales, gremiales y comunitarios y dar continuidad al sistema de información. Se resume en las siguientes acciones.



La FASE III se adelantará durante los años 8 al 20 e incluye la ejecución de la restauración a gran escala y el monitoreo y seguimiento, se resume en las siguientes acciones

Entre las acciones inmediatas se encuentran: La coordinación técnica y gestión por el Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial (MAVDT), a través de la Dirección de Ecosistemas, a través del SINA para la implementación en el ámbito regional, nacional y local del Plan.

El desarrollo de la estrategia financiera que gestionará recursos por medio del FCA, el FONAM, el FNR, Fondo de Pasivos Ambientales y las tasas por utilización de agua, que tienen como objetivo contribuir a las actividades de conservación, preservación, mejora y recuperación, seguimiento y monitoreo en el área ambiental y la preservación del medio ambiente. La gestión de recursos, a través de acuerdos y convenios internacionales, como Cambio climático, Diversidad Biológica, Humedales (Ramsar) y la Cooperación Técnica Nacional e Internacional a través del PNUMA, PNUD, UNESCO, FAO, OIMT, IUCN, WWF, IICA, UNODC, FPA, CGIAR y ACCIÓN SOCIAL mediante la Gestión Presidencial contra Cultivos Ilícitos (PCI).

Se estimarán los recursos para inversión por parte de las entidades competentes; se espera que los recursos provenientes de créditos, como la Corporación Andina de Fomento, CAF y el Banco interamericano de Desarrollo, entre otros.

El Plan Nacional de Restauración propone la compensación como mecanismo de financiación para la ejecución de acciones a lo largo de las fases, teniendo en cuenta que los proyectos, obras o actividades sujetas a licenciamiento por cambio de uso están sujetas a compensación y que el MAVDT por medio de la resolución 1503 de 2010 adoptó la metodología general para la presentación de estudios ambientales, donde el plan de manejo ambiental (PMA) es el instrumento, se incluyen *medidas para reparar o remediar impactos* y medidas para compensar impactos, entre otros. Según el Decreto 2820 de 2010 las medidas de corrección son las acciones dirigidas a recuperar, restaurar o reparar las condiciones del medioambiente afectado por el proyecto, obra o actividad.

Las medidas de compensación por pérdida de biodiversidad se realizarán inicialmente de acuerdo con la metodología, criterios y procedimientos para la determinación y cálculo de medidas de compensación desarrollada por el MAVDT, propone que las acciones de compensación comprendan tanto acciones de conservación como acciones de restauración. Las acciones se llevarán a cabo prioritariamente en aquellas áreas identificadas por las Autoridades Ambientales para tal fin.

BREVE RESEÑA DE LA ELABORACIÓN DEL PNR

El contenido y estructura del documento es resultado de un proceso de construcción adelantado por el Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial desde 2007 como una iniciativa de formulación de una política nacional de restauración de ecosistemas.

Posterior a ello se contó con una primera socializada en 2009 y modificada a través de mesas de trabajo realizadas en siete talleres regionales: Cali, Bucaramanga, Bogotá, Medellín, Florencia y Santa Marta. Además se contó con la conformación de un grupo ad hoc¹ de expertos que apoyaron la construcción de éste documento a través de reuniones periódicas y aportes conceptuales entre los cuales es importante destacar el análisis e incorporación de las áreas disturbadas. Igualmente se adelantaron algunos acercamientos con entidades públicas y privadas, para discutir las acciones pertinentes a cada sector principalmente para abordar la problemática de degradación producida por cada actividad particular.

Finalmente, responde al Plan Nacional de Desarrollo 2010-2014 como una estrategia frente a las propuestas del actual gobierno de considerar la biodiversidad como parte del desarrollo sectorial, y en ese sentido, para impulsar la economía, la actual administración se apoyará como parte de los cinco sectores como la infraestructura, el agro, la vivienda, la innovación y la minería. Considerando que los motores de pérdida y transformación incluyen disturbios ocasionados por los sectores mencionados es pertinente lograr una articulación y vinculación intersectorial e interinstitucional para promover la restauración ecológica, la recuperación y la rehabilitación de estas áreas disturbadas.

EQUIPO TÉCNICO DEL MINISTERIO DE AMBIENTE, VIVIENDA Y DESARROLLO TERRITORIAL

DIRECCION DE ECOSISTEMAS

Olga Lucía Ospina Arango
Silvia Vanegas Pinzón
María Margarita Gnecco
Rubén Dario Guerrero

GRUPO ASESOR

Grupo de Restauración Ecológica Universidad Nacional de Colombia (GREUNAL)
Orlando Vargas, Sandra Paola Reyes, Pilar Angélica Gómez y Julián Esteban Díaz.
Escuela de Restauración Ecológica (ERE) Pontificia Universidad Javeriana- Ignacio Barrera.
Secretaría Distrital de Ambiente de Bogotá - Sandra Patricia Montoya Villareal.
Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales- Ana María Fuentes, Byron Calvachi.
Universidad Distrital Francisco José de Caldas- Edgar Ernesto Cantillo, Heliodoro Sánchez.
Universidad de Ciencias Aplicadas y Ambientales - Francisco Sánchez, Luz Marina Cabrera.
Universidad Pedagógica y Tecnológica De Colombia- Manuel Galvis, Jorge Valencia.



ALCALDIA MAYOR
DE BOGOTÁ D.C.



ALCALDIA MAYOR
DE BOGOTÁ D.C.



Jardín Botánico de Bogotá
José Celestino Mutis
Centro de Investigación y Desarrollo Científico



AGUA Y ALCANTARILLADO DE BOGOTÁ



Ministerio de Ambiente,
Vivienda y Desarrollo Territorial
República de Colombia



Departamento Administrativo de
Ciencia, Tecnología e Innovación
Colciencias
República de Colombia



Cerrejón



ISBN 978-958-719-741-9



GRUPO DE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA
UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA
GREUNAL
2010