

Monitoreo a procesos de restauración ecológica aplicado a ecosistemas terrestres

Mauricio Aguilar-Garavito
Wilson Ramírez
Editores



Monitoreo a procesos de restauración ecológica

aplicado a ecosistemas terrestres



© Todos los derechos reservados. Se autoriza la reproducción y difusión del material contenido en este documento para fines educativos u otros fines no comerciales sin previa autorización de los titulares de los derechos de autor, siempre y cuando se cite claramente la fuente.

Se prohíbe la reproducción de este documento para fines comerciales.

ISBN de la obra impresa: 978-958-8889-29-0

ISBN de la obra digital: 978-958-8889-30-6

Primera edición, 2015

Impreso en Bogotá D.C., Colombia

500 ejemplares

Responsabilidad: Las denominaciones empleadas y la presentación del material en esta publicación no implica la expresión de opinión o juicio alguno por parte del Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Así mismo las opiniones expresadas en esta publicación no representan necesariamente las decisiones o políticas del Instituto, ni la citación de nombres o procesos comerciales constituyen un aval de ningún tipo.

Citación sugerida: Aguilar-Garavito M. y W. Ramírez (eds.) 2015. Monitoreo a procesos de restauración ecológica, aplicado a ecosistemas terrestres. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH). Bogotá D.C., Colombia. 250 pp.

Palabras clave: Ecosistemas terrestres, Ecología de la Restauración, Evaluación, Metas de restauración, Monitoreo, Objetivos de Restauración, Restauración Ecológica, Seguimiento.

El uso de los términos monitoreo y seguimiento

En muchas instancias académicas se discute sobre la pertinencia del uso de la palabra monitoreo frente a seguimiento, debido a que la primera es un anglicismo que no está incluido en el diccionario de la Real Academia de la Lengua Española, y la segunda se entienden como "el proceso de evaluación por medio de la recolección y análisis de información obtenida en las mediciones a lo largo del tiempo".

Debemos hacer la aclaración que en este libro asumimos el uso de la palabra monitoreo por que esta es adoptada oficialmente en varios documentos del país (e.g. Plan nacional de Restauración Ecológica, Estrategia Nacional de Monitoreo) y en segundo lugar porque la palabra monitoreo es usada en escenarios internacionales de habla hispana.

- Coordinación editorial:
• **Mauricio Aguilar Garavito**
- Editores:
• **Mauricio Aguilar-Garavito y Wilson Ramírez**
- Evaluadores:
• **Eliane Ceccon Ph. D**
• Profesora Investigadora, UNAM, México
- **Liliana Chisacá Hurtado, M. Sc**
• Presidente/CEO - Ecodes Ingeniería, Junta Directiva Sociedad Iberoamericana y del Caribe de Restauración Ecológica - SIACRE- y Miembro Fundador Red Colombiana de Restauración Ecológica -REDCRE- Bogotá D.C., Colombia.
- Ilustraciones:
• **Alberto Rodríguez Guerrero**
- Traducciones del portugués:
• **Leyla E. Rivera**
- Diseño:
• **John Khatib/Carlos González (ediprint.com.co)**
- Impresión:
• **Ediprint Ltda.**

Esta publicación es editada por la Editorial Alexander von Humboldt

Monitoreo a procesos de restauración ecológica, aplicado a ecosistemas terrestres/editado por Mauricio Aguilar-Garavito y Wilson Ramírez; ilustraciones de Alberto Rodríguez; traductor del portugués: Leyla E. Rivera -- Bogotá D.C.: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, 2015.

250 p.: il., col.; 16,5 x 23 cm.

Incluye bibliografía, fotografías y tablas

ISBN 978-958-8889-29-0

1. Ecología 2. Ecosistemas terrestres 3. Restauración ecológica -- evaluación 4. Restauración ecológica -- monitoreo I. Aguilar-Garavito, Mauricio (Ed) II. Ramírez, Wilson (Ed) III. Rodríguez, Alberto (Il.) IV. Leyla E. Rivera (Tr.) V. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.

CDD: 577.683 Ed. 23

Número de contribución: 508

Registro en el catálogo Humboldt: 14947

Catalogación en la publicación--
Biblioteca Instituto Humboldt--Nohora Alvarado

AUTORES Y AFILIACIONES

Mauricio Aguilar Garavito M. Sc

Investigador
Instituto de Investigación de Recursos Biológicos
Alexander von Humboldt
Calle 28 A # 15-09
Bogotá D.C., Colombia
maguilar@humboldt.org.co

Alexander Ariza Ph. D

Investigador
Instituto Geográfico Agustín Codazzi
Bogotá D.C., Colombia
alexanderariza@gmail.com

Inge Armbrecht Ph. D

Profesora-Investigadora
Departamento de Biología Facultad de Ciencias
Naturales y Exactas
Universidad del Valle, Calle 13 # 100-00 Edif. 320
Cali, Colombia
inge.armbrecht@correounivalle.edu.co

James Aronson Ph. D

Investigador
Center for Conservation and Sustainable Development,
Missouri Botanical Garden, P.O. Box 299, St. Louis,
Missouri, 63166-0299 USA y Centre d'Écologie
Fonctionnelle et Évolutive (UMR 5175, CEFÉ - campus
CNRS), 1919, Route de Mende, 34293
Montpellier, France
ja42014@gmail.com

Andrés Avella Ph. D

Investigador
Fundación Natura. Carrera 21 # 39 - 43
Bogotá D.C., Colombia
aavella@natura.org.co

Edgar Andrés Bernal Castro

Investigador
Vector Geophysical S.A.S, Estudios complementarios de
flora y fauna, Departamento de Medio Ambiente
Tocancipa, Colombia
edynata@hotmail.com

Pedro Brancalion Ph. D

Profesor-Investigador
Universidade de São Paulo, Escola Superior de
Agricultura "Luiz de Queiroz", Departamento de
Ciências Florestais
São Paulo, Brasil
pedrob@usp.br

Marian Cabrera M. Sc

Investigadora
Instituto para la biodiversidad y dinámica de
Ecosistemas IBED
Universidad de Amsterdam, Science Park 402, 1098 XH,
Amsterdam, Países Bajos
mariancp@gmail.com

Zoraida Calle M. Sc

Coordinadora del Área de Restauración Ecológica
Fundación CIPAV, Carrera 25 # 6-62, Barrio El Cedro,
Cali, Colombia
zoraida@fun.cipav.org.co

Mauricio Carvajal

Investigador
Fundación CIPAV, Carrera 25 # 6-62
Cali, Colombia
mauriciocarvajal3000@gmail.com

Patricia Chacón de Ulloa Ph. D

Departamento de Biología Facultad de Ciencias
Naturales y Exactas
Universidad del Valle Calle 13 # 100-00 Edif. 320
Cali, Colombia
patricia.chacon@correounivalle.edu.co

Sandra Milena Contreras-Rodríguez

Estudiante de Maestría
Programa de Pos-Graduação em Ecologia
Universidade Federal do Rio Grande do Sul
Porto Alegre, Brasil
sandracontrerasrodriguez@yahoo.com

Carlos A. Cultid-Medina Ph. D

Investigador
Grupo de investigación en Biología, Ecología y Manejo
de Hormigas. Universidad del Valle
Investigador asociado WCS
Carrera 43B # 37-02
Cali, Colombia
carlos.cultid@gmail.com

Jorge Curiel Yuste Ph. D

Museo Nacional de Ciencias Naturales
Consejo Superior de Investigaciones Científicas
Madrid, España
curielyuste@gmail.com

Angélica Díaz-Pulido M. Sc

Investigadora
Instituto de Investigación de Recursos Biológicos
Alexander von Humboldt
Calle 28A # 15-09
Bogotá D.C., Colombia
adiaz@humboldt.org.co

Julián E. Díaz-Triana

Investigador
Fundación Natura
Carrera 21 # 39-43
Bogotá D.C., Colombia
jediaz@natura.org.co

Yamileth Domínguez-Haydar M. Sc

Profesora-Investigadora
Departamento de Biología Universidad del Atlántico
Km 7 antigua vía Puerto Colombia Of. 301, Bloque C
Barranquilla, Colombia
ydhaydar@gmail.com

Giselda Durigan Ph. D

Laboratório de Ecologia e Hidrologia Florestal
Floresta Estadual de Assis, Instituto Florestal de SP
Caixa Postal 104, 19802-970
Assis, Brasil
giselda.durigan@gmail.com

Andrea Echeverry-Alcendra

Coordinadora de colección animal
Departamento de Biología y Conservación
Fundación Botánica y Zoológica de Barranquilla
Calle 77 # 68-40
Barranquilla, Colombia
a.echeverry@zoobaq.org

Selene Escobar M. Sc

Estudiante de Doctorado
Agroecology
Georg-August-University
D-37077 Grisebachstr. 6
Göttingen, Germany
Selene.escobar@correounivalle.edu.co

Nicolás Giraldo Echeverry M. Sc

Pontificia Universidad Javeriana
Transv. 4 # 42-00, Edificio Rafael Arboleda, S.J. Piso 8
Bogotá D.C., Colombia
giraldoe.nicolas@gmail.com

I. F. Roy González

Investigador
Instituto de Investigación de Recursos Biológicos
Alexander von Humboldt
Calle 28A # 15-09
Bogotá D.C., Colombia
rgonzalez@humboldt.org.co

Manuel R. Guariguata Ph. D

Investigador
Center for International Forestry Research (CIFOR)
Av. La Molina 189
Lima, Perú
M.Guariguata@cgiar.org

Natalia Henao M. Sc

Estudiante de Doctorado
Posgrado en Ciencias-Biología Facultad de Ciencias
Naturales y Exactas
Universidad del Valle, Calle 13 # 100-00 Edif. 320
Cali, Colombia
henao.natalia@correounivalle.edu.co

Paola Isaacs-Cubides M. Sc

Investigadora
Instituto de Investigación de Recursos Biológicos
Alexander von Humboldt
Calle 28 A # 15-09
Bogotá D.C., Colombia
pisaacs@humboldt.org.co

Elizabeth Jiménez- Carmona M. Sc

Posgrado en Ciencias-Biología Facultad de Ciencias
Naturales y Exactas Universidad del Valle
Calle 13 # 100-00 Edif. 320
Cali, Colombia
elizabethjimenez75@gmail.com

Claudia A. Medina Ph. D

Investigadora
Colecciones Biológicas
Instituto de Investigación de Recursos Biológicos
Alexander von Humboldt
Calle 28 A # 15-09
Bogotá D.C., Colombia
camedina@humboldt.org.co

Elena Montes

Investigadora
Universidad Javeriana
Facultad de Estudios Ambientales y Rurales
Departamento de Ecología y Territorio
Bogotá D.C., Colombia
elemontes@gmail.com

Carolina Murcia Ph. D

Investigadora
Center for International Forestry Research (CIFOR)
Av. La Molina 1895
Lima, Perú
carolinamurcia01@gmail.com

Néstor A. Peralta-Zapata

Estudiante de Maestría en Ciencias-Biología
Universidad Nacional de Colombia
Bogotá D.C., Colombia
nestorpera@gmail.com

Jairo Pérez-Torres Ph. D

Profeso-Investigador
Laboratorio de Ecología Funcional, Unidad de Ecología
y Sistemática (UNESIS)
Departamento de Biología, Facultad de Ciencias
Pontificia Universidad Javeriana
Cra. 7 # 43-82
Bogotá D.C., Colombia
jaiperez@javeriana.edu.co

Camila Pizano Ph. D

Investigadora
Instituto de Investigación de Recursos Biológicos
Alexander von Humboldt
Calle 28 A # 15-09
Bogotá D.C., Colombia
mpizano@humboldt.org.co

Wilson Ramírez Ph. D

Investigador
Instituto de Investigación de Recursos Biológicos
Alexander von Humboldt
Calle 28 A # 15-09
Bogotá D.C., Colombia
wramirez@humboldt.org.co

Sergio Solari Ph. D

Profesor-Investigador
Instituto de Biología, Universidad de Antioquia
Calle 67 # 53-108 • AA 1226
Medellín, Colombia
ssolari@matematicas.udea.edu.co

J. Nicolás Urbina-Cardona Ph. D

Director de la Carrera de Ecología
Departamento de Ecología y Territorio
Facultad de Estudios Ambientales y Rurales
Pontificia Universidad Javeriana
Transv.4 #42-00.Edificio Rafael Arboleda, S.J.Piso 8
Bogotá D.C., Colombia
urbina-j@javeriana.edu.co

Gustavo Zabala M. Sc

Estudiante de Doctorado
Posgrado en Ciencias-Biología Facultad de Ciencias
Naturales y Exactas
Universidad del Valle Calle 13 # 100-00 Edif. 320
Cali, Colombia
gustavo.zabala@correounivalle.edu.co



AGRADECIMIENTOS

Los editores y autores de este libro queremos expresar nuestro agradecimiento por sus apotes y apoyo a las siguientes personas: Eliane Ceccon, Liliana Chisacá, Alberto Rodríguez, James Aronson, José Ignacio Barrera, Pedro Brancalion, Gisella Durigan, Ana María Rueda, Claudia Guerrero, Paula Caycedo Rosales, Ángela Andrade, Elsa Matilde Escobar, Flavio Moreno, Andrés Etter, Ceverino Riveiro, Francisco Torres, Maribel Vásquez, Jhon Nieto, Karen López, Daniel García, Max Pérez, Maicol Medina, Jessica Amaya, Diego Ramírez, Juan Espinel, Gustavo Segura, Juan Carlos Abadía, Felipe Ortega y Sandra Müller.

Así mismo, agradecemos a las siguientes instituciones por su apoyo: Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, Red Colombiana de Restauración Ecológica (REDCRE), Ediprint, ELTI, Fundación CIPAV, Agencia para el Desarrollo Internacional de los Estados Unidos (USAID) y el programa en Bosques, Árboles y Agroforestería (FTA) del Grupo Consultivo del Programa Internacional de Investigación en Agricultura (CGIAR), a la Fundación Natura, a la Secretaría Distrital de Ambiente, a la comunidas de la vereda Bellavista en el municipio El Dovio (Valle del Cauca), a Colciencias (a través del convenio de Fortalecimiento Institucional RC # 0823 de 2014), a los miembros del grupo de investigación de Biología, Ecología y Manejo de Hormigas y a el grupo de Investigación de Ecología de Agroecosistemas y Hábitats Naturales (GEHANA) y al Museo de entomología de la Universidad del Valle (MUSENUV).

Bosque subandino húmedo,
cuenca alta del río Otún,
vereda La Suiza, Pereira,
Risaralda.
Fotografía: Mauricio Aguilar.



PRESENTACIÓN

La restauración y el monitoreo

En nuestro país se habla de forma recurrente de la necesidad de conservar la naturaleza. Tradicionalmente la conservación es interpretada como la preservación a ultranza de ciertos territorios pero actualmente se consideran otros escenarios alternos además de la preservación estricta de nuestro patrimonio natural, dentro de dichos escenarios está el uso sostenible de nuestros recursos y por supuesto la restauración de nuestras áreas degradadas, esta última alternativa destaca en un país en el que al menos el 40 % de su territorio continental ha sido degradado, pero no somos los únicos con éste problema y la preocupación frente a la degradación ecosistémica ha llegado más allá del ámbito ambiental y ya alcanza la toma de decisiones políticas nacionales e internacionales, precisamente porque afecta no solo la biodiversidad sino la oferta y la calidad de los servicios ecológicos que nuestro patrimonio natural presta, afectando a las comunidades locales y su relación con la naturaleza.

Dada esta creciente preocupación, el país se ha ratificado internacionalmente el compromiso del Convenio de Diversidad Biológica (CDB), y su meta de restaurar para el 2020 al menos el 15 % de los ecosistemas degradados en el mundo, también es firmante de la Convención de las Naciones Unidas para combatir la desertificación,



donde la restauración juega un papel determinante para mejorar la situación de degradación de tierras y trabaja activamente en la estructuración del objetivo de restauración 3(b)(i) de la Plataforma Intergubernamental de Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos (IPBES), la cual busca dar lineamientos desde la ciencia hacia la política. En lo nacional, el país ha lanzado el documento final del Plan Nacional de Restauración con lineamientos sobre el tema, también ha incluido en los últimos años metas cuantitativas de restauración dentro de su Plan Nacional de Desarrollo (PND) y deja la restauración como alternativa explícita de compensación ambiental a megaproyectos licenciados en su manual de Asignación de Compensaciones. En síntesis estamos en un momento en el cual la temática de restauración ecológica tiene un rol determinante en el escenario de la conservación tanto nacional como global.

Toda esta dinámica hace que el tema de restauración este en boca de todos y afortunadamente nuestro país lo ha trabajado desde hace varios años y se notan avances importantes; sin embargo, cuando se revisan en conjunto los proyectos de restauración que se han ejecutado, se evidencia un vacío en la inclusión o los procedimientos del monitoreo posterior a dichos proyectos. Esto es preocupante ya que sin el monitoreo constante mediante diversos indicadores y sobre varios grupos biológicos, es muy difícil decir con contundencia si estamos teniendo éxito en la restauración.

Buscando llenar ese vacío, el Instituto ha editado el libro titulado *Monitoreo a procesos de restauración ecológica, aplicado a ecosistemas terrestres*, en el que han participado 32 autores nacionales y cuatro internacionales de diversas instituciones, todos expertos en temáticas relacionadas con el monitoreo. Esta guía materializa más de dos años de trabajo, pretende ser una herramienta sencilla y muy gráfica a aquellos que están implementando, redactando y evaluando proyectos de restauración ecológica y que quieran estructurar un buen plan de monitoreo a diversos componentes del ecosistema a intervenir (e.g. flora, fauna, suelos). Por esto, en sus dos capítulos y trece secciones, el libro ha querido abarcar desde los aspectos conceptuales del monitoreo hasta las técnicas para diversos grupos, seleccionando indicadores simples pero a la vez robustos. Esperamos que esta guía se convierta en una herramienta de referencia para la comunidad científica y sobre todo para los practicantes de la restauración ecológica.

Brigitte L.G. Baptiste

Directora
Instituto de Investigación de Recursos Biológicos
Alexander von Humboldt

PRÓLOGO

James Aronson

¿Restauración de qué, por qué y para quién?

- *Compañeros, ¡Tenemos que recuperar este lugar que, según los ancianos, antes era tan bonito y biodiverso!*
- *¡Si claro!, pero ¿cómo lo hacemos?*
- *¡Bueno, intentemos a ver qué pasa!*

Así, espontáneamente empiezan muchos proyectos de “recuperación” o, más precisamente, de restauración y de rehabilitación ecológica. En tal caso, típicamente también es probable que carezcan de programas de monitoreo o evaluación metódica; de tal modo que es imposible medir la efectividad en términos cuantitativos ni reproducir la metodología. Esta falta de rigurosidad es lo que se ha llamado *bricolaje* en la restauración o para usar un colombianismo equivalente, es un proceso de *cacharreo* y puede dar resultados decepcionantes. Es posible que el trabajo sea exitoso, especialmente si se trata de *bricolaje inteligente* (ver Murcia y Aronson 2014), el cual tiene un papel importante, sin lugar de dudas, pero aun así le falta mucho en el largo camino hacia una restauración ecológica digna de este nombre. Por restauración ecológica se entiende el trabajo de apoyar a la recuperación de la trayectoria histórica de un ecosistema que ha sido dañado, degradado o destruido (SER 2004). Aunque con frecuencia se utiliza mucho el término de “restauración” en un sentido mucho menos preciso (similar a mejoramiento, revegetación, o recuperación), el término restauración ecológica indica una meta mucho más formal y ambiciosa.

A veces, es la legislación la que promueve la restauración y el diálogo puede ser así:

- *Señor empresario. Usted está haciendo daño al medio ambiente con su proceso productivo o de extracción. Tiene que hacer restauración ecológica en una parte de su propiedad o pagar para que se haga.*
- *Entiendo que es la ley, pero ¿qué hago?, ¿durante cuánto tiempo? y ¿quién me dirá si está bien hecho?*

En este caso, el dueño o empresario sabe *por qué* en términos generales, y sabe que él tiene que pagar, pero no sabe cuánto costará, ni *qué* debe restaurar ni *para quién*; o sea, ¿qué beneficios saldrán del trabajo para él, sus hijos y para la sociedad entera? Sin planes previos de monitoreo, ¿cómo se evalúa la efectividad de una iniciativa de restauración ecológica? y ¿cómo saber si vale pena frente a las diversas alternativas (e.g. remediación simple, reafectación del lugar a otro uso o abandono)?

En los países tropicales, en particular, el problema es enorme dada la complejidad de los ecosistemas naturales y de los socioecosistemas. La megadiversidad biológica y la cantidad de conflictos sociales, políticos, culturales e históricos presentan retos, pero también abren oportunidades para lograr avances múltiples con programas efectivos. En Colombia y los demás países andinos, así como en América tropical y el mundo entero, en los próximos años hay que invertir mucho más en la *restauración biocultural* –un término del pionero Daniel Janzen– y en la restauración ecológica holística y *efectiva* de del capital social y natural, si utilizamos los términos de la nueva disciplina de economía ecológica. Para eso es necesario tener claridad sobre los pasos iniciales:

Revegetación en la Reserva
Forestal el Robledal.
Guachetá, Cundinamarca.
Fotografía: Mauricio Aguilar.

Primero: hay que definir los objetivos y hacerlo bien, de manera que sean concretos, medibles, alcanzables, realizables y circunscritos a un lapso de tiempo específico.



Segundo: es esencial la selección de un ecosistema de referencia para poder definir con claridad la metodología y luego poder verificar si las metas en cada etapa de la restauración nos acercaron a nuestros objetivos y en qué medida (Clewell y Aronson 2013, Balaguer et al. 2014).

Tercero: es necesario evaluar los resultados por medio de un programa de monitoreo.

Como nos recuerdan los editores de este útil y novedoso libro, el monitoreo es la recolección sistemática y repetida de datos, observaciones y estudios sobre un área o fenómeno determinado con el fin de caracterizar el estado actual y documentar los cambios que ocurren a lo largo del tiempo. Como se clarifica en el Glosario del libro, en la restauración ecológica, el monitoreo es el herramienta que nos ayuda a analizar la información que nos “transmite” el ecosistema objeto de nuestras intervenciones y permite verificar si los objetivos o metas en cada etapa del proyecto o del programa están siendo cumplidos o no y en qué medida.

- *Pero en los trópicos, como ya hemos dicho, es complicadísima la tarea.*
- *Exactamente. ¡En los trópicos hay tantas especies de plantas y animales y tan pocos estudios previos!*

De hecho, la gran mayoría de los trabajos sobre monitoreo –así como de planificación, ejecución e integración de obras de restauración ecológica en programas más amplios, que se han hecho (y publicado) hasta hoy, vienen de países que no son tropicales y la mayoría entre ellos abordan solamente una dimensión del trabajo– la vegetación por ejemplo, o la hidrología. Son muy escasos los proyectos realmente holísticos con monitoreo, que estén basados en un conocimiento de los principios, la estructura y los contenidos básicos de un buen programa de monitoreo tal como se presenta en la primera parte de este libro.

- *¿Qué pasa en Colombia y el mundo hoy en día, en este campo de trabajo, más allá de la joven disciplina científica?*

En Colombia, tal como en el mundo entero, la restauración ecológica está en un momento de transición y por lo tanto este libro viene a punto. En diciembre del 2012, junto a 167 otros países, el gobierno colombiano aprobó formalmente la decisión de la Convención sobre la Diversidad Biológica de “restaurar” el 15 % de todos los ecosistemas degradados de la Tierra con un plazo hasta el año 2020 (CBD 2012). Más recientemente, en diciembre de 2014 se comprometió a restaurar un millón de hectáreas para responder al Reto de Bonn (IUCN 2014, WRI 2014). Así mismo, Colombia se ha comprometido de colaborar con el Objetivo 3(b)(i) de la Plataforma Internacionales de la Biodiversidad y de los Servicios Ecosistémicos (IPBES 2013), que llama a evaluaciones temáticas sobre la degradación y la restauración de ecosistemas terrestres y acuáticos.

A nivel nacional, el Plan Nacional de la Restauración (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de Colombia 2014) y el Plan Nacional de Desarrollo 2010-2014 (DNP 2010), así como el Manual para la Asignación de Compensaciones por Pérdida de Biodiversidad (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de Colombia 2012b) incluyen la restauración ecológica entre sus objetivos con retos explícitos en términos de área (hectáreas) y la cantidad de recursos financieros, pero sin definir los conceptos básicos ni la metodología apropiada de evaluación. Se supone que los autores del Plan Nacional de Restauración pensaron que no tendrán problemas

mayores en llenar estos vacíos porque Colombia ya es uno de los países tropicales más activos en la ciencia, práctica, política, integración legislativa y transmisión de la restauración ecológica. Sin embargo, es un vacío que debe llenarse.

Así mismo, el año pasado se hizo en Colombia un trabajo importante y digno de replicación o de adaptación en otros países, en el cual se identifican las tendencias, necesidades y oportunidades de más de 100 proyectos restauración ecológica (Murcia y Guariguata; capítulo 1 de este libro). La publicación colectiva que tiene usted entre las manos viene como complemento oportuno a este informe. Es producto de un conjunto interdisciplinario de autores, con experiencia excepcional, que vienen trabajando desde hace años en restauración ecológica. Fuera de Colombia, hay que señalar también el trabajo valioso del PACTO para la Restauración de la *Mata Atlántica*, en la costa de Brasil. El PACTO es una organización con más de 260 miembros que han logrado ponerse de acuerdo sobre un protocolo común de monitoreo para programas y proyectos de restauración de uno de los biomas más amenazados del mundo (PACTO pela Restauração da Mata Atlântica 2013). Así mismo, la red nacional de restauración ecológica se está fortaleciendo en Colombia (Aguilar *et al.* 2015) y participa cada vez más en redes y proyectos, como los que están surgiendo en otras partes de Latinoamérica (Echeverría *et al.* 2015) y a nivel internacional.

En este contexto tan favorable y alentador, este libro muestra claramente que Colombia es uno de los países tropicales más comprometidos con la restauración ecológica hoy en día, cuenta con avances muy significativos en la aplicación de las ciencias naturales al desafío de la restauración, con trabajos que incluyen tanto fauna como flora, lo que es bastante raro. Frente a la complejidad ecológica de los ecosistemas tropicales, no hay mejor medida que hacer monitoreo de ciertas especies y grupos funcionales de especies -vegetales y animales- para lograr un monitoreo significativo con costo relativamente bajo. Así mismo, las leyes y convenciones internacionales reconocen entre las primeras prioridades la protección de la biodiversidad, la cual medimos especialmente en términos de sobrevivencia o no de las especies. Sin embargo, son esenciales los suelos, los elementos del paisaje -o sea el entorno biofísico del ecosistema- y otras plataformas de monitoreo que descubrimos en la segunda parte del libro, tales como el comportamiento de los grupos sociales pertinentes al trabajo de restauración. Como dicen Calle *et al.* (en la sección 2 de este libro), no es suficiente monitorear la fauna, la flora y los aspectos biofísicos que permiten persistir a las poblaciones de especies. En el trabajo lento y complicado de la recuperación de los ecosistemas degradados hay que entender y superar las barreras sociales que impiden que la restauración sea exitosa. Al final, tal como los editores nos dicen en la última parte del libro, es esencial incluir atributos ecológicos, sociales, políticos, éticos, y económicos para lograr una restauración holística y poder responder: ¿Qué? ¿Por qué? Para quién?

Por último, quiero agradecer a Carolina Murcia por sus comentarios tan útiles.

INTRODUCCIÓN

Wilson Ramírez y Mauricio Aguilar-Garavito

A nivel mundial se ha reconocido a la restauración ecológica como un proceso esencial para restablecer la capacidad ecosistémica de soportar los requerimientos socioeconómicos, usar los recursos naturales de manera sostenible, mitigar los efectos del cambio global y conservar e incrementar el capital natural (Choi 2004, Aronson *et al.* 2006, Hobbs 2007). Múltiples proyectos de restauración se vienen adelantando en los últimos años en todo el mundo, sin embargo no siempre es claro el éxito en el logro de los objetivos inicialmente planteados. Lo anterior resalta la necesidad de establecer con claridad: ¿qué es el éxito en un proceso de restauración ecológica?, ¿cómo se mide el éxito?, ¿qué se debe medir? y ¿cuáles son las metas apropiadas para un proceso de restauración ecológica? (Ruiz-Jaén y Aide 2005^a, Herrick *et al.* 2006, Hobbs 2007, Barrera-Cataño *et al.* 2010, Aronson *et al.* 2010, Torpe y Stanley 2011, Wortley *et al.* 2013).

Estas preguntas no son nuevas y a lo largo de la historia de la restauración ecológica han aparecido diferentes conceptos sobre lo que se entiende por éxito y la forma de medirlo. Por ejemplo, en un principio el éxito hacía referencia al nivel de similitud que puede alcanzar un sistema restaurado con respecto al ecosistema histórico pre-disturbio (Higgs 1997, Torpe y Stanley 2011, Hobbs 2007), otros autores consideraron el éxito bajo criterios de rendimiento técnico en el establecimiento de las prácticas de restauración (Higgs 1997), en otros proyectos se ha considerado el éxito como la replicación de estructura y composición, función ecológica o de recuperación de ciertas características ecosistémicas con interés socioeconómico (Higgs 1997, Choi 2004, Ruiz-Jaén y Aide 2005 a, Wortley *et al.* 2013).

En Colombia, la mayoría de procesos de restauración han entendido el éxito como: área plantada o sembrada, cambio de una cobertura por otra, presencia, densidad y porcentaje de cobertura de una o más plantas en un particular periodo determinado y como la tasa de supervivencia del material vegetal plantado (Murcia y Guariguata 2014). Lo anterior, en la mayoría de las situaciones, subestima el proceso de restauración por que no mide el efecto en otros compartimentos del sistema, en los procesos ecosistémicos o su beneficio en la calidad de vida de las personas. Es así como se ha detectado que en la mayoría de procesos de restauración ecológica aún no se tiene claro muchos de los conceptos y principios básicos tanto de la ciencia como de la técnica, tampoco se tiene claridad de las fases básicas de un proceso de restauración ecológica, pero sobre todo, no se están incluyendo programas de monitoreo en dichos procesos (Murcia y Guariguata 2014).

En este libro y de acuerdo con la extensa bibliografía de restauración ecológica, proponemos el monitoreo como un proceso esencial para medir el éxito de un proceso de restauración y que sirve para orientar el curso de la restauración ecológica hacia su objetivo, el cual da alertas tempranas a lo largo del tiempo para

corregir, ajustar, mejorar o complementar algunas técnicas o estrategias (i.e. **manejo adaptativo**). Por supuesto un beneficio adicional del monitoreo es la reducción de los costos en los futuros proyectos de restauración ecológica (Ribeiro *et al.* 2013), pues es durante la evaluación y seguimiento donde se puede relacionar la inversión frente al beneficio obtenido.

El documento está dirigido a tomadores de decisiones, a la comunidad técnica y científica, a estudiantes, empresas de restauración ecológica, a funcionarios y contratistas de las Corporaciones Autónomas Regionales y de las otras instituciones del Sistema Nacional Ambiental (SINA) y al público en general que esté interesado en desarrollar procesos de restauración ecológica en los ecosistemas terrestres degradados de Colombia.

En la estructura del libro el lector encontrará para cada grupo indicador al menos una tabla resaltada en color azul, las hemos querido distinguir de las demás pues en ellas se sintetizan los criterios, indicadores y cuantificadores que el autor de cada grupo propone, dichas tablas son una de las propuestas más relevantes del documento ya que pensamos que pueden ser utilizadas ampliamente en el campo. En el primer capítulo incluimos un contexto general a nivel nacional y global de la restauración ecológica y del monitoreo a procesos de restauración, incluyendo conceptos y consejos clave. En el capítulo dos incluimos criterios, indicadores y cuantificadores específicos para el monitoreo de diversos grupos y escalas, desde la escala del paisaje, los aspectos socioeconómicos, el suelo, la vegetación y grupos indicadores de fauna (i.e. hormigas, escarabajos, aves, herpetofauna y mamíferos), dichos grupos se seleccionaron por representar una alta claridad y disponibilidad taxonómica, un amplio rango de distribución, métodos de muestreo fáciles, estandarizados y económicos, y ser sensibles a los cambios ambientales. En la parte final del libro el lector encontrará un glosario en donde, además de aportar las definiciones de la terminología de este libro, se presenta gran parte los términos más utilizados en restauración ecológica y en monitoreo de la biodiversidad.

Queremos que este documento sea una primera propuesta para protocolizar el monitoreo en los procesos de restauración ecológica en Colombia, buscando un lenguaje básico, práctico e ilustrado y que ayude a todos los interesados en la restauración ecológica de los ecosistemas terrestres a diseñar e implementar programas de monitoreo. Finalmente queremos destacar que el manuscrito es un primer intento de enfoque a todos los ecosistemas terrestres, pero no es específico por tipo de ecosistema o disturbio en particular, por tanto hacemos la salvedad a quienes lo utilicen que deberán hacerlo teniendo en cuenta las particularidades del sitio a restaurar y el disturbio a tratar. Pensamos que el nuestro es un aporte que puede ser usado no solo en Colombia, sino que también puede aportar en procesos de restauración ecológica que se desarrollen en Iberoamérica y el Caribe, siendo además un documento complementario para los diferentes enfoques de la restauración ecológica que se han propuesto en los diferentes manuales y libros que se han publicado durante los últimos años.

Este libro es un resultado del trabajo en conjunto de varias instituciones e investigadores a lo largo de varios años y queremos aprovechar para agradecerles a todos ellos por sus valiosos aportes, su paciencia y su entusiasta participación.

CONTENIDO

CAPÍTULO 1. GENERALIDADES DEL MONITOREO EN LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA 17



Estado del monitoreo de la restauración ecológica en Colombia 18

Carolina Murcia, Manuel R. Guariguata y Elena Montes



Introducción al monitoreo en la restauración ecológica 27

Wilson Ramírez, Mauricio Aguilar-Garavito, Zoraida Calle y Marian Cabrera



Definición de objetivos, metas, indicadores y cuantificadores para el monitoreo a procesos de restauración ecológica 33

Wilson Ramírez, Mauricio Aguilar-Garavito y Marian Cabrera



Estructura y contenidos básicos para el programa de monitoreo 42

Mauricio Aguilar-Garavito y Wilson Ramírez

CAPÍTULO 2. PLATAFORMAS DE MONITOREO: PAISAJE, GRUPOS SOCIALES, SUELO, VEGETACIÓN Y FAUNA 50



Monitoreo a la restauración ecológica desde la escala del paisaje 51

Paola Isaacs-Cubides y Alexander Ariza



Monitoreo participativo e indicadores socioeconómicos de la restauración ecológica 67

Zoraida Calle, Mauricio Carvajal y Adriana María Giraldo



El monitoreo del suelo en los procesos de restauración ecológica: indicadores, cuantificadores y métodos 74

Camila Pizano y Jorge Curiel Yuste





**Plataformas de monitoreo para vegetación:
toma y análisis de datos**

87

Roy González-M., Andrés Avella y Julián E. Díaz-Triana



**Las hormigas en el monitoreo
de la restauración ecológica**

108

Elizabeth Jiménez-Carmona, Yamileth Domínguez-Haydar, Natalia Henao,
Gustavo Zabala, Selene Escobar, Inge Armbrrecht y Patricia Chacón de Ulloa



**Los escarabajos coprófagos y su monitoreo
en la restauración de ecosistemas**

119

Carlos A. Cultid-Medina y Claudia A. Medina



**El monitoreo de herpetofauna en los procesos
de restauración ecológica: indicadores y métodos**

134

J. Nicolás Urbina-Cardona, Edgar A. Bernal, Nicolás Giraldo-Echeverry,
Andrea Echeverry-Alcendra



**El monitoreo de la avifauna y sus procesos ecológicos
en proyectos de restauración ecológica**

148

Sandra Milena Contreras Rodríguez y Néstor A. Peralta-Zapata



**El monitoreo de los mamíferos
en los procesos de restauración ecológica**

163

Angélica Díaz-Pulido, Mauricio Aguilar-Garavito,
Jairo Pérez-Torres y Sergio Solari

EPÍLOGO

177

ANEXOS

179

GLOSARIO

209

BIBLIOGRAFÍA

223



CAPÍTULO 1

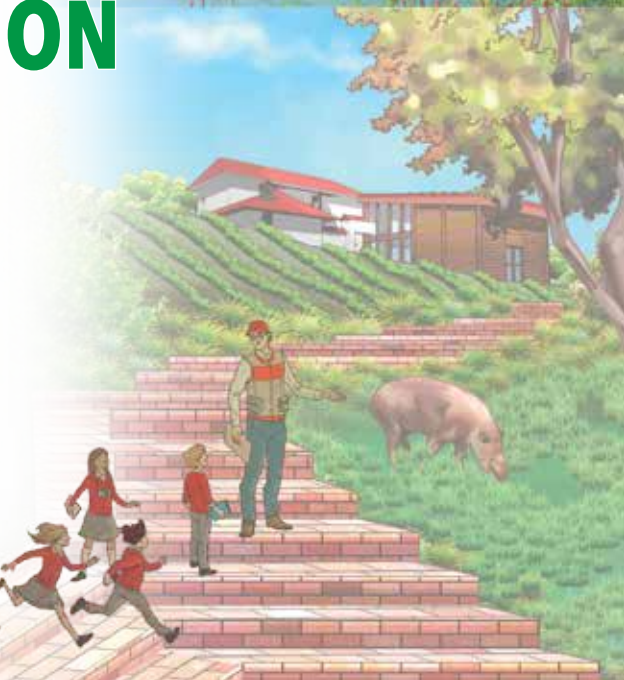
GENERALIDADES

DEL MONITOREO

EN LA

RESTAURACIÓN

ECOLÓGICA





ESTADO DEL MONITOREO DE LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA EN COLOMBIA

Carolina Murcia, Manuel R. Guariguata y Elena Montes

La restauración ecológica requiere de un compromiso a largo plazo y que toma décadas para mostrar los resultados esperados (Rey Benayas *et al.* 2009, Moreno-Mateos *et al.* 2012). La restauración ecológica conlleva un alto nivel de incertidumbre producto de la compleja naturaleza socioecológica de los proyectos, del entorno biofísico y de la naturaleza experimental de metodologías aún en desarrollo. Por añadidura, es una actividad costosa que puede ascender a varias decenas de miles de dólares por hectárea (e.g., Erskine 2002), especialmente cuando se requieren obras de ingeniería. Esta combinación de incertidumbre, largo plazo y alto costo le confiere a la restauración ecológica un alto nivel de riesgo, lo cual puede interferir con el apoyo del público y los donantes. Una forma de asegurar este apoyo es demostrando la eficiencia, efectividad e impacto de los proyectos, lo cual se logra con un programa de monitoreo. El monitoreo brinda transparencia y claridad en la rendición de cuentas y así genera confianza sobre el proyecto y su administración entre donantes y otros actores (Crawford y Bryce 2003).

El monitoreo permite: 1) controlar, durante la implementación del proyecto, que la inversión se haya hecho de la forma planificada en monto y tiempo; 2) determinar, en distintos hitos de la ejecución, si se están cumpliendo o se han cumplido los objetivos a corto plazo y las metas a largo plazo; 3) administrar el proyecto de forma adaptativa para hacer ajustes en respuesta a amenazas o resultados inesperados; y 4) extraer lecciones aplicables a otros proyectos. A pesar de los potenciales beneficios de realizar monitoreo, esta no es una práctica frecuente, y cuando se realiza adolece de problemas de diseño y rigurosidad en la obtención, manipulación y procesamiento de la información (Legg y Nagy 2006).

Colombia tiene una historia de más de medio siglo en restauración ecológica (Murcia y Guariguata 2014), respaldada por programas y políticas de gobierno que han impulsado esta práctica (e.g., MADS 1998, MADS 2012a, 2012b). El desarrollo de la disciplina es aún más promisorio en el futuro cercano gracias al nuevo Plan Nacional de Restauración (MADS 2015) que propone “Orientar y promover la restauración ecológica, la recuperación y la rehabilitación de áreas disturbadas” y al Manual de Compensaciones por Pérdida de Biodiversidad (MADS 2012a) que reconoce la restauración ecológica como uno de los dos mecanismos de compensación disponibles a las empresas en contraprestación de los impactos negativos a la biodiversidad.

Sin embargo, a pesar de estos programas de gobierno y de la inversión realizada hasta la fecha, la Contraloría General de la República estima que el número de hectáreas restauradas no solo no ha sido suficiente para cumplir la metas de estos planes sino que tampoco es suficiente para compensar la pérdida de bosques por deforestación (Contraloría General de la República 2012). Esta medida de éxito está basada en un único parámetro: número de hectáreas tratadas con relación al área objetivo del proyecto. A pesar de lo anterior, la restauración es más que plantar árboles y por lo tanto es necesario evaluar otros parámetros que midan su efectividad en el país: ¿Se ha cumplido con el objetivo global de la restauración, es decir, se ha ayudado al restablecimiento de ecosistemas degradados o destruidos (SER 2004)? Para contestar esta pregunta hemos analizado el estado de las prácticas de evaluación y monitoreo en la restauración ecológica del país como un sustituto de las evaluaciones de campo, las cuales exigen mucho más tiempo y recursos.

Esta sección del libro está basada en un análisis reciente que caracterizó los proyectos de restauración del país, con el objeto de extraer lecciones aprendidas e identificar los factores que han contribuido o entorpecido al avance de la disciplina en Colombia (Murcia y Guariguata 2014). En esta sección, nos enfocamos exclusivamente en los hábitos de monitoreo de los proyectos, nuestro objetivo es evaluar el avance de la disciplina con respecto a la evaluación y el monitoreo y hacemos una serie de recomendaciones para subsanar las deficiencias encontradas.

Procedimiento metodológico para realizar un análisis de la restauración ecológica en Colombia

En el 2013 se realizó un análisis de país sobre el estado de la restauración ecológica. Inicialmente, se identificaron 169 proyectos de restauración ecológica en ecosistemas terrestres realizados desde mediados del siglo XX, pero solo se obtuvo información suficiente de 119 (Murcia y Guariguata 2014). El análisis se hizo con base en información colectada de forma estandarizada por medio de un formulario de 87 preguntas que cubrían ocho componentes, uno de los cuales se enfocó explícitamente en la evaluación y monitoreo de los proyectos.

En principio, se buscó que la información viniera directamente de las personas responsables de los proyectos. Aproximadamente el 15 % de los contactados respondieron el cuestionario. También se recopilaron datos mediante entrevistas personales o a partir de información almacenada tanto en documentos publicados como inéditos. No fue posible obtener respuestas de todos los proyectos para todas las preguntas, por lo tanto el tamaño de muestra varía de una a otra. La información obtenida se aceptó de buena fe y no se hicieron visitas para corroborar la precisión o veracidad de los datos reportados.

Para el análisis del componente de monitoreo se formularon 15 preguntas que iban dirigidas a establecer cuatro aspectos: a) la planificación para el monitoreo (planes definidos a priori y considerados tanto en la planificación financiera como operativa); b) las bases sobre las cuales se hace el monitoreo (objetivos y metas del proyecto, y estado inicial y ecosistema de referencia); c) los actores responsables de la ejecución de las evaluaciones y el monitoreo y d) la solidez del programa de monitoreo (estrategias de evaluación del desempeño y estrategias de monitoreo).

Índice de Refinamiento del Monitoreo en procesos de restauración ecológica

Para evaluar la solidez del programa de monitoreo de los proyectos, se creó un Índice de Refinamiento del Monitoreo (IRM) así: primero se listaron todas las variables monitoreadas que reportaron colectivamente todos los proyectos. Cada variable se ponderó con un valor de 1, 2 o 3, dependiendo de si evaluaba metas de corto, mediano o largo plazo, respectivamente. Para cada proyecto se le asignó un valor de 1 a cada variable monitoreada y un valor de 0 a las que no se incluyeron en el monitoreo. El IRM de cada proyecto resultó de multiplicar el valor de cada variable (1 o 0) por el valor de ponderación correspondiente a ese tipo de variable. Aquellos proyectos que tuvieran más de un tipo de variable evaluada, o que incluyeran variables de mayor valor de ponderación recibieron mayor puntaje en el índice.

Resultados del análisis sobre el monitoreo en la restauración ecológica en Colombia

Planificación del monitoreo

De un total de 119 proyectos, solo el 56 % reportaron tener un plan de trabajo (Tabla 1) y el 52 % (62 proyectos) fueron explícitos sobre la documentación en la cual se basaron para este plan de trabajo. Menos de la mitad de los proyectos tenía un esquema temporal que definiera los plazos de intervención y monitoreo (Tabla 1). El 63 % de los proyectos indicó tener un plan de monitoreo definido *a-priori*, mientras que el 46 % tenía un plan de evaluación de cumplimiento (Tabla 1).

Menos de la mitad (45 %) de los proyectos tenían un plan financiero (n=53) y, de estos, menos de la mitad incluyó en su respuesta las fases de planeación del proyecto (23 proyectos), diagnóstico y línea base (22 proyectos) o monitoreo (23 proyectos) (Tabla 1).

Bases para el monitoreo: estado inicial, ecosistema de referencia

Aunque no estaba contemplada como una fase explícita de los proyectos, 81 proyectos (68 % del total) hicieron medidas para establecer una línea de base que sirviera de referencia inicial para el monitoreo. Las variables utilizadas describían los

Tabla 1. Número de proyectos que respondieron de manera afirmativa o negativa a preguntas sobre su planificación. NS/NR=No sabe o no respondió.

Pregunta	Sí	No	NS/NR
¿Hay un plan de trabajo?	67	5	47
¿Hay documentación del plan de trabajo?	62		57
¿El plan de trabajo tenía/tiene una planificación temporal que incluya plazos de intervención y monitoreo?	50	17	52
¿Hay un plan <i>a priori</i> de seguimiento?	75	5	39
¿Hay un plan de evaluación de cumplimiento?	55	10	54
¿Hay una planificación financiera?	53		66
¿El monitoreo es una de las fases del plan de trabajo?	23		96

sitios con base en su fisiografía, biología o contexto social. Las variables usadas más frecuentemente correspondían a descriptores de la vegetación, desde las más simples (cobertura y riqueza de especies) hasta medianamente elaboradas (e.g., composición de especies, su contribución proporcional al ecosistema y su distribución en el espacio) (Tabla 2). En menor proporción se evaluaron las condiciones iniciales del paisaje, los suelos, el agua o la fauna (Tabla 2). Solo ocho proyectos cuantificaron la presencia de especies invasoras y únicamente dos proyectos incluyeron medidas funcionales tales como: el estado del banco de semillas y tasa de depredación de semillas, entre otras. La línea base socioeconómica solo se estableció en el 18 % de los proyectos (Tabla 2).

El 41 % de los estudios que tomaron medidas iniciales de línea base (i.e., 33 proyectos) utilizó solo un tipo de variable y en casi todos los casos (30 proyectos) este enfoque exclusivo fue en la vegetación. El resto de los estudios usaron dos tipos de variables (n=19), tres (n=15), o 4-5 (n=10). Solo tres proyectos midieron variables de las seis categorías de la Tabla 2.

Poco más de la mitad de los proyectos (n=65) definieron *a priori* el ecosistema de referencia y 19 reconocen que no se estableció. Los ecosistemas de referencia se definieron con base en nueve criterios diferentes (Tabla 3).

Actores responsables del diseño y ejecución del monitoreo

En 96 proyectos se hizo (o se está haciendo) algún tipo de monitoreo (aunque este no estuviera contemplado en la planificación inicial, Tabla 1). De estos, en el 84 % (n=81) el plan de monitoreo lo ha diseñado la entidad dueña o responsable del proyecto. En el resto de los casos, el diseño lo han diseñado los contratistas (11 proyectos) u otros socios como la comunidad o el sector académico (4 proyectos). En el 75 % de los casos (72 proyectos), quien diseñó el monitoreo también lo realizó. En el resto de los casos la ejecución la realizaron las comunidades involucradas (n=9), las universidades (n=3) o se delegó a los contratistas. En conjunto, un poco más de la mitad del monitoreo (52 %) la realizó alguna entidad del estado (Figura 1), mientras que la academia y las ONG, se encargaron del monitoreo del 33 % de los proyectos, y las comunidades, bien sea de manera independiente o aliadas con las ONG, han monitoreado el 10 % de los proyectos.

Tabla 2. Tipo de variables utilizadas para establecer la línea base de los proyectos y número de proyectos (de un total de 81) que utilizaron cada tipo de variable. Con frecuencia, los proyectos utilizaron más de una variable.

Tipo de variable (y variables más utilizadas)	Número de proyectos
Cartografía y geomorfología (ubicación y distribución de parches, fisiografía, geomorfología)	16
Clima (precipitación y temperatura)	8
Suelos (geología, caracterización física, nutrientes, erosión)	24
Agua (caracterización fisicoquímica y contaminación)	15
Vegetación (composición, estructura y cobertura, presencia de especies invasoras, historia natural de especies de interés)	69
Animales (inventarios de aves, otros vertebrados, insectos, macroinvertebrados acuáticos)	19
Social (caracterización socioeconómica, relación con el sitio a restaurar, mapas de impactos y riesgos, demanda de servicios ambientales)	22
Otros (estudios ecosistémicos funcionales)	3

Tabla 3. Criterios utilizados para establecer el ecosistema de referencia.

Criterios	Número de proyectos
Regional - bien conservado	4
Regional - buen estado	35
Aledaño - bien conservado	4
Aledaño - buen estado	11
Conocimiento local, regional - buen estado	4
Conocimiento local	1
Conocimiento previo del ecosistema y regional - buen estado	1
Conocimiento previo del ecosistema	1
Cronosecuencia	3
Plantaciones monoespecíficas	1
NS/NR	54
Total	119

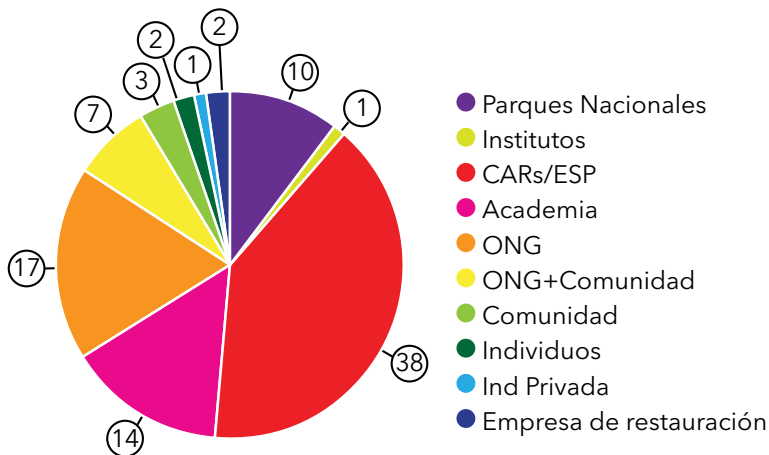


Figura 1. Entidades y personas que han realizado el monitoreo de proyectos de restauración ecológica en Colombia.

Solidez de los programas de evaluación y monitoreo.

Evaluación de la gestión

De los 75 proyectos que reportaron un plan de seguimiento *a priori* solo 55 informaron sobre el contenido de dicho plan. De estos, 44 listaron variables que evalúan la gestión del proyecto, el resto listaron variables de monitoreo de resultados, los cuales se incluyeron en el análisis de monitoreo. Mientras que el 95 % de los 44 proyectos que listaron variables de la gestión evaluaron el cumplimiento de las actividades de siembra (Tabla 4), menos del 16 % de los proyectos evaluó otros aspectos de la gestión, tales como infraestructura, o aspectos sociales como participación y concertación (Tabla 4).

Tabla 4. Tipo de variables utilizadas en 44 proyectos de restauración ecológica para evaluar la ejecución del proyecto.

Indicadores	Número de proyectos
Infraestructura para la restauración (cercos, zanjas, hoyos)	7
Vegetación: cantidad sembrada. Medida como número de plantas sembradas o área cubierta	42
Jornadas de capacitación o número de participantes	4
Participación comunitaria, número de personas trasladadas o número de personas que participaron en actividades	7
Eventos de concertación	4
Investigación/número de personas involucradas	1
Investigación/número de especies estudiadas	1

Monitoreo de resultados

El 95 % de los proyectos (n=96) reportaron tener un programa de monitoreo, este número excede en 20 los proyectos que reportaron haber definido el programa *a priori*. De estos 96 proyectos, el 75 % reportaron que su monitoreo estaba basado en el método científico, un 19 % adicional dicen combinar el método científico con el conocimiento local, y el 3 % restante se basa en un método participativo con conocimiento local.

En 91 proyectos se indicó que existe una relación clara entre las variables que se monitorean y los objetivos del proyecto y 73 de ellos divulgaron las variables utilizadas. En conjunto, se trata de 15 variables, las cuales incluyen tanto evaluación del cumplimiento de los objetivos inmediatos (e.g., la sobrevivencia de las plantas sembradas), como resultados observables a largo plazo (Tabla 5). Existe un sesgo a favor de un monitoreo de variables correspondientes a metas de corto plazo, particularmente la supervivencia y crecimiento de las plantas sembradas. En contraste, el esfuerzo para monitorear variables que indican cumplimiento de metas a mediano o largo plazo fue muy inferior (Tabla 5). En este análisis se observó que el 78 % de los proyectos tuvo un IRM igual o menor de cuatro y el resto obtuvo un valor del índice entre cinco y 14, muy por debajo del valor máximo posible de 28 (Tabla 6).

Consideraciones finales

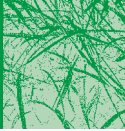
El monitoreo es un proceso y no una meta por sí misma (Hellawell 1991). El monitoreo permite revelar si ha ocurrido un cambio en un sistema, su dirección e intensidad (Hellawell 1991). El monitoreo permite detectar si un sistema se mantiene estable, al compararlo de manera continua o periódica con su estado inicial (o con un intervalo de variación) y observar que los resultados no cambian (Hellawell 1991). En contraste, cuando se manipula un sistema en una dirección esperada, como es el caso de la restauración ecológica, el monitoreo permite evaluar, por un lado, cuánto ha cambiado el mismo con respecto a su condición inicial y, por otro lado si ha cambiado en la dirección esperada hacia un estado ideal o de referencia y qué tan cerca está de ese estado (Ferraro y Pattanayak 2006). Por lo tanto, en la restauración ecológica, el monitoreo es fundamental para determinar si las acciones realizadas han generado los

Tabla 5. Variables monitoreadas (separadas por el tipo de objetivos que evaluaban) y número y porcentaje de los proyectos que utilizaron cada variable. Los valores entre paréntesis en la primera columna corresponden al valor de ponderación de cada clase para el cálculo del Índice de Refinamiento de la Restauración.

Categoría del monitoreo	Variable monitoreada	Número de proyectos	Porcentaje
Objetivos inmediatos (1)	Control de erosion/mejora del sustrato	22	30
	Calidad/cantidad del agua	9	12
	Supervivencia y crecimiento de la vegetacion	55	75
	Cobertura vegetal	14	19
	Composición de la vegetación	19	26
	Control invasoras	7	10
Resultados funcionales a mediano plazo (2)	Carbono/Nutrientes	5	7
	Sucesión secundaria	18	25
	Reproducción vegetación	6	8
	Hábitat fauna	3	4
	Spp. fauna	25	34
Resultados a largo plazo/ paisaje (3)	Cambios paisaje	4	5
Resultados sociales/ institucionales (3)	Percepcion de la comunidad	4	5
	Gestión interinstitucional	3	4
Control de los disturbios (3)	Disturbios/presencia asentamientos	4	5

Tabla 6. Distribución de los proyectos de restauración ecológica según su Índice de Refinamiento en el Monitoreo.

Índice de Refinamiento del Monitoreo	Número de proyectos	Porcentaje
1	19	25
2	9	12
3	12	16
4	11	15
5	3	4
6	4	5
7	4	5
8	3	4
9	7	9
14	1	1
Total	73	



cambios esperados y si estos han ocurrido o están ocurriendo en la dirección deseada y a la velocidad proyectada en el plan original. Así, el monitoreo es tan importante en un proyecto de restauración como las actividades de siembra de árboles u otras formas de manipulación del ecosistema. Solamente mediante el monitoreo se podrá determinar si se han cumplido o se están cumpliendo las metas, o si es necesario tomar acciones o ajustar los métodos de manejo del sistema para aumentar las probabilidades de éxito en la restauración.

En este contexto, la práctica de la restauración ecológica en Colombia se considera incompleta. En primer lugar, porque no se incluye el monitoreo desde un principio en la planeación de todos los proyectos y, cuando ocurre, no necesariamente se le asignan los recursos necesarios.

En segundo lugar, porque no todos los proyectos miden las condiciones iniciales y el control (Ferraro y Pattanayak 2006) o el ecosistema de referencia (en el caso de un proyecto de restauración). El éxito e impacto de un programa de restauración se mide con referencia a estos dos valores (Ruiz-Jaén y Aide 2005, Rey Benayas *et al.* 2009, Moreno-Mateos *et al.* 2012).

Por lo tanto, así se plantee un programa riguroso de medidas de variables en el campo, no será posible determinar cuánto se ha avanzado desde las condiciones iniciales ni cuánto falta para llegar al punto deseado si no existen estos dos puntos de referencia. Tampoco será posible determinar si el ecosistema está yendo en la dirección deseada o se está desviando de su curso ideal. En nuestro análisis, la falta de medidas de las condiciones iniciales y la determinación de un estado o ecosistema de referencia indican que hay fallas en la planificación y diseño de los proyectos.

En tercer lugar, porque no todos los proyectos tienen metas claras y cuantificables y las variables que se están monitoreando no son las correctas para determinar si se cumplieron. El 66 % de los proyectos analizados tienen como meta la recuperación de procesos ecológicos, en particular la recuperación de la funcionalidad de las cuencas (68 proyectos) (Murcia y Guariguata 2014). Sin embargo, solamente 9 proyectos han monitoreado la calidad o cantidad de agua. Mientras el 55 y 52 % de los proyectos tienen como metas el aumento en el área de un ecosistema y el aumento en la conectividad del paisaje (Murcia y Guariguata 2014), solo 16 proyectos establecieron una línea base que incluyera cartografía, necesaria para determinar el área inicial de un ecosistema y si cambió la conectividad del paisaje. Además, solo cuatro proyectos incluyeron medidas de cambios en el paisaje en sus programas de monitoreo.

Se detectó una aparente confusión entre la evaluación de la gestión y el monitoreo. Además del monitoreo, todos los proyectos deben tener un mecanismo que evalúe si se han realizado las actividades de acuerdo con un plan pre-establecido, y que mida la eficiencia en el uso de los recursos (e.g., Anbari 2003). Por ejemplo, la evaluación de la gestión puede incluir medidas para determinar si se realizaron todas las actividades de extensión o de siembra que estaban previstas y si sobrevivió un determinado porcentaje de las plantas sembradas. Solo 42 proyectos tienen incorporados estos elementos de control interno, los cuales son fundamentales para demostrar transparencia y eficiencia en el uso de recursos, y así satisfacer a los donantes y garantizar la credibilidad de la disciplina (Cheung *et al.* 2004).

Producto de esta aparente confusión entre la evaluación de la gestión y el monitoreo, se observa una tendencia a enfocarse en variables que miden objetivos a corto plazo, con un sesgo hacia variables que describen las condiciones biológicas o

biofísicas de los ecosistemas. Se están dejando por alto las variables que midan metas a largo plazo tanto en el ámbito biológico como en los aspectos sociales, económicos y políticos de los proyectos.

Finalmente, la restauración ecológica es una disciplina que integra una diversidad de aspectos que incluyen los biológicos, sociales, económicos y políticos (Clewell y Aronson 2013). La degradación o transformación de los ecosistemas está motivada por problemas sociales, económicos o políticos, y tiene manifestaciones biológicas. Por lo tanto, es importante trabajar de forma holística en esos cuatro frentes para asegurarse que se corrijan tanto las manifestaciones del problema como sus motores principales; de lo contrario, es posible que el proyecto no sea sostenible a mediano o largo plazo (Clewell y Aronson 2013). El sesgo en el monitoreo y planeación de los proyectos hacia los aspectos biológicos, en detrimento de los otros aspectos sugiere que la comunidad de restauración ecológica aún no ha llegado al punto de interdisciplinariedad necesaria. Es fundamental asegurar que haya una participación de profesionales de varias disciplinas que logren un balance y una visión holística de los proyectos.

Por otra parte, el nivel de participación de las comunidades y otros actores en procesos de planeación y ejecución del monitoreo, sugiere una potencial debilidad de los proyectos de restauración que se puede convertir en una amenaza a mediano y largo plazo (Vallauri *et al.* 2005). El monitoreo participativo es, tal vez, una de las mejores formas de acercar las comunidades a proyectos de esta índole (Evans y Guariguata 2008). Esto contribuye a que los actores locales desarrollen un sentido de pertenencia con el proyecto, observen y cuantifiquen los cambios generados por las acciones de restauración en sus propias condiciones de vida e, idealmente, deriven ingresos adicionales que contribuyan a mejorar sus condiciones económicas.

Habiendo analizado la situación de los proyectos de restauración ecológica en el país, es necesario ponerla en un contexto más amplio. Al igual que en la conservación, aún padecemos de una ausencia de prácticas de monitoreo sólidas. Esto se debe, en gran parte a que no se definen metas y objetivos claros ni se diseñan programas de muestreo apropiados que garanticen la suficiente información y el poder desde el punto de vista estadístico que permitan probar si los sistemas han cambiado y cuánto (Legg y Nagy 2006). Por lo tanto, con frecuencia los resultados son insuficientes o engañosos y es importante cambiar esta tendencia (Legg y Nagy 2006), especialmente por la inversión que se necesita para restaurar y por los costos de oportunidad si no se hace bien.

La evaluación de los resultados de la restauración no es sencilla y los científicos aún debaten cuál es la mejor forma y cuáles variables son las que indican de forma más efectiva si se ha logrado la restauración de un ecosistema (Ruiz-Jaén y Aide 2005, Suding 2011, Wortley *et al.* 2013). Sin embargo, es fundamental que en Colombia se establezcan programas rigurosos de monitoreo y evaluación en todos los proyectos de restauración y, en particular, en los proyectos financiados con fondos públicos o realizados como parte del programa de compensación por pérdida de biodiversidad. Dado que las metas actuales de restauración no son suficientes para contrarrestar la tasa actual de deforestación (Contraloría General de la República 2012), y mucho menos para revertir el nivel actual de degradación y transformación, la comunidad de restauración del país debe fortalecer su práctica para que cada hectárea restaurada cuente.



INTRODUCCIÓN AL MONITOREO EN LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA

Wilson Ramírez, Mauricio Aguilar-Garavito,
Zoraida Calle y Marian Cabrera

El objetivo esencial en la restauración ecológica es asistir a un ecosistema que ha sido dañado, degradado o destruido para mejorar su estructura, composición y función (SER 2004). A partir de lo anterior, la gran pregunta que surge es ¿cómo saber si hemos alcanzado ese objetivo? (Ruiz-Jaén y Aide 2005). Para responder esto, la Sociedad Internacional para la Restauración Ecológica (SER), propone nueve atributos (Anexo 1) que deberían ser considerados como guía para conocer si el proceso de restauración ecológica fue exitoso (SER 2004). Aunque no es necesario medir todos esos atributos, sí es necesario asegurar que algunos de estos se midan varias veces a lo largo del tiempo para definir con claridad si se está alcanzando el objetivo del proceso de restauración, esto se realiza mediante un **programa de monitoreo**.

¿Qué es el monitoreo?

El monitoreo es la recolección sistemática y repetida de datos, observaciones y estudios sobre un área o fenómeno determinado con el fin de caracterizar el estado actual, documentar los cambios que ocurren a lo largo del tiempo y analizar la información necesaria para entender la relación de dichos cambios con las presiones o factores que causan alteraciones en un ecosistema (Vos *et al.* 2000). También puede definirse como el proceso de acopiar información sobre un conjunto de variables de un ecosistema con el fin de evaluar el estado del mismo y hacer inferencias sobre los cambios que éste experimenta a lo largo del tiempo.

Recuadro 1

El uso de los términos monitoreo, evaluación y seguimiento

En muchas instancias académicas se discute sobre la pertinencia del uso de la palabra monitoreo frente a la de seguimiento, debido a que la primera es un anglicismo que no está incluido por la Real Academia de la Lengua Española y la segunda se entiende como "el proceso de evaluación por medio de la recolección y análisis de la información obtenida en las mediciones realizadas a lo largo del tiempo" (RAE 2001).

Debemos hacer la aclaración al lector que en este libro asumimos el término monitoreo debido, a que ya se ha recogido oficialmente en varios documentos de país (e.g. Plan Nacional de Restauración, Estrategia Nacional de Monitoreo) y además se ha convertido en un término de uso generalizado en escenarios internacionales.

El monitoreo de un área en proceso de restauración se desarrolla para evaluar en qué medida se están cumpliendo los objetivos y las metas que se plantearon al comienzo del proceso (Yoccoz *et al.* 2001). Para esto se requiere que los proyectos tengan **objetivos** claros y realistas, **metas** concretas y un conjunto de **indicadores** y **cuantificadores** precisos que permitan medir el avance de la restauración en el tiempo y tomar las decisiones de gestión pertinentes para hacer posibles ajustes en las medidas de restauración que se implementaron (Herrick 2006). Estos conceptos se explicarán en la sección de este libro titulada: *"Definición de objetivos, metas, indicadores y cuantificadores para el monitoreo a procesos de restauración ecológica"*, página 33.

El monitoreo provee también información sobre el costo-beneficio de la implementación de los proyectos de restauración y estima la eficiencia de la inversión; esto es clave para la toma de decisiones por parte de los propietarios, instituciones, empresas y público en general, para quienes es importante conocer el balance entre las metas de conservar y restaurar, y los beneficios sobre otros sectores de la sociedad (Holmes *et al.* 2004, Holl y Howarth 2000). Sin embargo, en ocasiones la restauración puede ser vista como una oportunidad de generar empleo o de transferencia de capacidades hacia las comunidades locales, y es un mecanismo que provee nuevas alternativas económicas a la sociedad (i.e. incentivos por conservación) (Murcia y Guariguata 2014).

Este libro se centra en el monitoreo de la diversidad biológica y de procesos ecológicos en la restauración ecológica, en los que el sistema objeto de monitoreo se refiere a los ecosistemas o a cualquiera de sus componentes (comunidades y poblaciones) y por lo tanto se orienta a la medición de variables ambientales (físicas, químicas o biológicas) y socioeconómicas, con el fin de determinar su condición actual (estado) y las tendencias de cambio a través del tiempo, así como su relación con los factores que pueden causar su alteración (disturbios y factores de degradación) o que contribuyen a su recuperación.

Adicionalmente, es importante mencionar que muchas veces el monitoreo ha sido visto como un fin en sí mismo y no se utiliza al máximo la información recopilada para la toma de decisiones, lo anterior debido a que las actividades de monitoreo no están enfocadas hacia procesos de evaluación y diseño de futuros planes de manejo. El monitoreo es en sí una herramienta esencial que permite identificar si un sistema se está alejando del objetivo deseado, mide el éxito de las acciones de manejo y detecta los efectos de la restauración ecológica y de nuevos disturbios o alteraciones.

Recuadro 2

Algunos términos básicos

En el monitoreo es importante aclarar diferencias entre términos que se usan comúnmente en programas de monitoreo biológico o ecológico, muchas veces sin hacer distinción entre ellos:

Censo: conteo total de individuos o de poblaciones.

Inventario: levantamiento de la información biológica que describe la diversidad de un lugar (i.e. Qué especies existen y cómo se distribuyen).

Seguimiento: procedimiento que se realiza para verificar el cumplimiento de las actividades planteadas para alcanzar unos resultados establecidos.

Vigilancia: medida sistemática de variables y procesos en el tiempo con el propósito de establecer una serie de datos en el tiempo.

El programa de monitoreo en un proceso de restauración ecológica

Dadas las implicaciones ecológicas y temporales en los proyectos de restauración ecológica, no es posible desarrollar dichos procesos si no se incluye desde su planteamiento y en su presupuesto, un programa de monitoreo (Figura 2).

El punto de partida del monitoreo en los procesos de restauración ecológica es el diagnóstico de la situación inicial del área a restaurar, (línea base). Es necesario invertir un tiempo en caracterizar y documentar el punto de partida del sitio que se va a restaurar. Generalmente, esto incluye un registro fotográfico detallado de la situación antes de la intervención, con imágenes panorámicas que permitan entender el contexto del paisaje y detalles de la vegetación, el suelo y el estado de los drenajes naturales en el sitio. Según el tipo de intervención de restauración, la caracterización de la línea base puede incluir también estudios de la vegetación y la fauna silvestre, análisis de los suelos y la calidad del agua, entre otros.

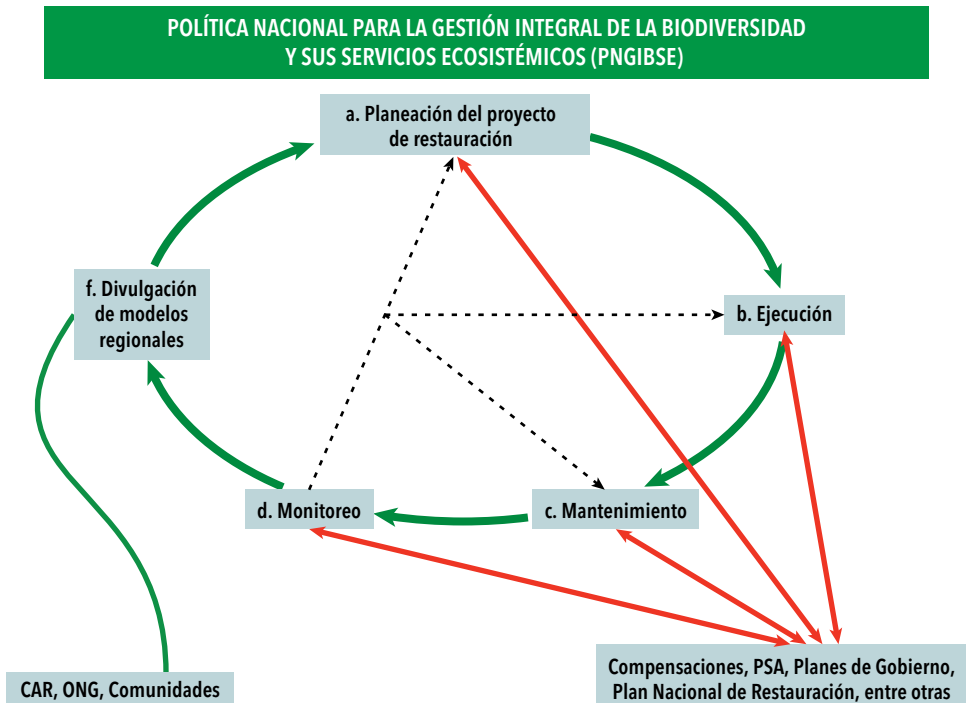


Figura 2. Etapas indispensables en un proyecto de restauración. Las flechas verdes ilustran los cinco pasos y la retroalimentación regional. Las flechas en punteado destacan que el monitoreo obliga la revisión constante de los tres primeros pasos (i.e. restauración adaptativa). Las flechas en rojo son un ejemplo de las posibles fuentes de recursos para llevar a cabo dichos proyectos. En este esquema se contempla la vinculación de políticos, empresas, técnicos, científicos y los actores sociales durante el proceso de restauración. PSA: Pago por Servicios Ambientales, CAR: Corporación Autónoma Regional y PNGIBSE: Política Nacional para la Gestión Integral de la Biodiversidad y de los Servicios Ecosistémicos. Adaptado de LERF (2010).

El programa de monitoreo debe acompañar el proceso de restauración desde el inicio y debe plantearse de manera conjunta con el diagnóstico, los objetivos, las metas, el diseño de las estrategias y las técnicas de restauración, el cronograma y el presupuesto del proyecto. Posteriormente, el programa de monitoreo se ejecuta a largo plazo, desde la implementación de las acciones de restauración siguiendo las metas de restauración planteadas (Holl 2002), considerando siempre diversas trayectorias de restablecimiento y varios escenarios adaptativos ecológicos y sociales.

En un programa de monitoreo es necesario considerar distintos aspectos del sistema biótico, abiótico y socioeconómico. Es común encontrar en muchos proyectos de restauración ecológica que el monitoreo se mida como el cambio de una cobertura por otra, como la densidad o porcentaje de cobertura vegetal en un periodo de tiempo determinado, o como la tasa de supervivencia del material vegetal plantado. Esta situación ha llevado a que se entienda la restauración como una simple plantación vegetal donde algunas poblaciones tienden a restablecerse parcialmente, pero no en procesos ecológicos que generen los bienes y servicios ecosistémicos que la sociedad actual demanda (Herrick *et al.* 2006). En Colombia, se ha identificado que en la mayoría de proyectos de restauración el principal indicador del éxito de un proyecto es la supervivencia y el establecimiento de la plantación en periodos cortos de tiempo (Murcia y Guariguata 2014). Por supuesto esto responde a los requerimientos de cumplimiento de metas para la interventoría de un proyecto y no a un proceso ecológico que requiere de un monitoreo planificado.

Se ha demostrado que evaluar la composición de la vegetación en cortos plazos es insuficiente para medir el éxito de un proceso de restauración (LERF 2013). Por lo tanto, se requiere considerar otras variables y lapsos de tiempo que permitan medir con precisión la evolución y el éxito del proyecto planteado. Evaluar únicamente variables asociadas al "éxito de siembra", sigue más un enfoque de éxito en una plantación forestal, olvidando el enfoque sistémico (SER 2004, Herrick *et al.* 2006).

Finalmente es importante diferenciar el monitoreo de un proyecto de **Restauración Ecológica** (práctica), de uno de **Ecología de la Restauración** (investigación). El primero busca dar solución a los problemas que pueden tener un área disturbada y por tanto requiere de un diseño de muestreo que permita verificar el desempeño de las técnicas de restauración y las subsiguientes acciones de manejo que se requieran si tales metas no se están alcanzando (National Research Council 1992, SER 2004). Por otra parte, el proyecto de Ecología de la Restauración busca dar una respuesta específica a una pregunta de investigación y requiere de un diseño experimental controlado, con cierto número de repeticiones y réplicas, y debe mantenerse en el tiempo sin ningún tipo de modificación o intervención adicional (Harris *et al.* 2006, van Diggelen 2001, SER 2004).

Las metas, indicadores y cuantificadores en el monitoreo

La forma en la que el monitoreo puede dar respuestas sobre el posible éxito o fracaso de un proceso de restauración ecológica es mediante el planteamiento claro de objetivos y metas con plazos definidos. Estas metas deben estar expresadas en indicadores y cuantificadores que sean a la vez informativos y fáciles de medir o estimar "*Definición de objetivos, metas, indicadores y cuantificadores para el monitoreo a procesos de restauración ecológica*", página 33.

A manera de ejemplo, dos metas para la restauración de un terreno afectado por deforestación pueden ser:

- **Meta 1.** Aumentar la cobertura vegetal del suelo a 80 % en el primer semestre y 95 % en el primer año. Indicador: cambio en la cobertura del suelo. Cuantificador: porcentaje de la superficie del suelo cubierta por plantas vivas o residuos vegetales.
- **Meta 2.** Aumentar el porcentaje de cobertura de árboles nativos a 50 % en los primeros dos años y a 90 % en cinco años. Indicador: cambio en la cobertura de dosel de árboles nativos. Cuantificador: porcentaje de la superficie cubierta por copas de árboles nativos.

De esta forma, el monitoreo permite conocer en qué medida el área restaurada se aleja de la línea base de la implementación para acercarse a las metas de restauración de un ecosistema de referencia. La Tabla 7 resume, a manera de ejemplo, algunos indicadores biofísicos que se aplican en el monitoreo de la restauración de bosques en la cuenca del río Cali, como parte de una iniciativa interinstitucional que usa el pago por servicios ambientales para fomentar la reducción de la erosión en la zona captadora del acueducto (CIPAV, sin publicar).

Finalmente, para hacer efectiva la evaluación de la restauración se debe comunicar la información de manera eficiente a diversos tipos de público: administradores del territorio, comunidad científica, propietarios, y el público en general (Doren *et al.* 2009). De esta manera, los indicadores pueden contribuir a dar respuesta a las políticas orientadas a conocer los efectos de la gestión y el manejo de la biodiversidad, a la recuperación de los servicios ecosistémicos y a generar información que es evaluada, sintetizada y divulgada para la toma de decisiones a nivel científico, social e institucional (Turnhout *et al.* 2007).

Recuadro 3

El ecosistema de referencia y el monitoreo

Un ecosistema de referencia es un conjunto de áreas con mejor estado de conservación que el sitio a restaurar, que se encuentra localizado en un lugar geográfico determinado que posee características ambientales, ecológicas y socio-económicas similares (Ruiz-Jaén-Aide 2005 a, Thorpe y Stanley 2011) y que pueden servir como un modelo para la planeación de la restauración ecológica. Dichos ecosistemas pueden ser ecosistemas históricamente conservados, remanentes del ecosistema histórico (Choi 2004) o descripciones ecológicas de ecosistemas previamente existentes o presumiendo a partir de las condiciones edáficas o climáticas de la región (SER 2004, Clewell y Aronson, 2007).

Es recomendable seleccionar de dichos sistemas de referencia un conjunto de criterios e indicadores

que permitan realizar comparaciones y que además representen para el proceso de restauración, el más alto nivel de funcionamiento, estructura y composición para un plazo determinado. Los criterios seleccionados se convierten en los múltiples estados ideales de restablecimiento de un ecosistema (Choi 2004, Ruiz-Jaén y Aide 2005 a,b,c, Herrick *et al.* 2006).

La función principal del ecosistema de referencia es servir como guía para planear el proceso de restauración, hacer explícitas las metas de restauración en un periodo de tiempo determinado, proveer las múltiples opciones sobre las cuales se pueden diseñar los sitios a restaurar y establecer un marco de comparación para realizar el monitoreo después de haber implementado las técnicas y estrategias de restauración (Choi 2004, Herrick *et al.* 2006, Thorpe y Stanley 2011).

Tabla 7. Ejemplo de algunos indicadores biofísicos para el monitoreo de la restauración de bosques en la cuenca del río Cali (fuente: CIPAV).

Metas	Indicadores biofísicos		
	Protección del suelo y fertilidad	Estructura de la vegetación	Autenticidad biológica
Corto plazo	Aumento en la cobertura del suelo con plantas vivas o residuos vegetales.	Sobrevivencia de las plantas sembradas.	Aumento en la cobertura, biomasa o abundancia de plantas nativas o reducción de la cobertura, abundancia o biomasa de plantas exóticas.
Mediano plazo	Aumento en la materia orgánica, carbono orgánico, actividad biológica, estabilidad de agregados o retención de humedad en el suelo.	Sobrevivencia de plantas sembradas. Cambios en la distribución diamétrica y de alturas de la vegetación, área basal, cobertura de dosel, densidad de estratos foliares, densidad de tallos y volumen total de vegetación.	Cambio en el número de especies nativas que se establecen a partir de la regeneración natural. Reclutamiento de plantas con grandes semillas.
Largo plazo	Cambios en los parámetros físicos y químicos del suelo.	Cambios en la distribución diamétrica y de alturas de la vegetación, área basal, densidad de estratos foliares, densidad de tallos y volumen total de vegetación.	Reemplazo de especies pioneras y secundarias por especies tolerantes a la sombra. Aumento en el número de especies de plantas epífitas y lianas.



Corredor al borde de quebrada aislado de ganadería y en proceso de plantación. Proyecto de restauración, municipio del Encano, Nariño. Al fondo laguna de la Cocha. Fotografía: Wilson Ramírez.



DEFINICIÓN DE OBJETIVOS, METAS, INDICADORES Y CUANTIFICADORES PARA EL MONITOREO A PROCESOS DE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA

Wilson Ramírez, Mauricio Aguilar-Garavito y Marian Cabrera

Como se mencionó anteriormente, el monitoreo es la mejor forma de saber si un proyecto de restauración ha sido exitoso y si se han cumplido los objetivos planteados. Sin embargo, en restauración ecológica aún existe bastante dispersión sobre lo que se entiende por éxito de un proyecto. En un principio el éxito hacía referencia al nivel de similitud que puede alcanzar un sistema restaurado con respecto al ecosistema histórico "predisturbio" (Higgs 1997, Torpe y Stanley 2011, Hobbs 2003, 2007), otros han considerado el éxito teniendo en cuenta algunos criterios de rendimiento técnico en el establecimiento de las prácticas de restauración (Higgs 1997). En otros casos, se ha considerado el éxito como la replicación de la estructura, composición y función ecológica de ciertas características ecosistémicas con interés socioeconómico (Choi 2004, Ruiz-Jaén y Aide 2005 a, Wortley *et al.* 2013) y, en otros casos, la evaluación del éxito se ha enfocado en estudiar la colonización y crecimiento de la vegetación (Ruiz-Jaén y Aide 2005 a,b, Herrick *et al.* 2006, Thorpe y Stanley 2011, Wortley *et al.* 2013).

De cualquier forma, el éxito en la restauración plantea el desafío de evaluar en el tiempo lo que está ocurriendo en todos los grandes componentes del sistema objeto de restauración, (i.e. paisaje, ecosistemas, comunidades, poblaciones, especies y genes) (Noss 1990), y estos se deben relacionar con ciertos atributos de la biodiversidad (composición, estructura y función) de ese nuevo ecosistema, comparándolo con los criterios planteados de los objetivos y metas de restauración (Noss 1990), los cuales se debieron establecer con base en los atributos de los ecosistemas de referencia y con el mismo sistema antes de haber iniciado el proceso de restauración (Noss 1990, Choi 2004, SER 2004, Ruiz-Jaén y Aide 2005 a, b, c).

Pero, ¿qué se debe considerar como una restauración exitosa? De acuerdo con Choi (2004), SER (2004), Hobbs (2003, 2007), Thorpe y Stanley (2011) algunos aspectos

que se deben tener en cuenta para considerar que un proceso de restauración está siendo exitoso son:

- El ecosistema tiene un funcionamiento adecuado para el presente y para el futuro
- El sistema en proceso de restauración es auto sostenible y resistente a invasiones o a especies indeseables.
- Posee una productividad primaria similar a la original o en una trayectoria parecida.
- Presenta retención de nutrientes.
- Incorpora interacciones bióticas.
- Presenta cierta composición y abundancia de especies, así como la estratificación vertical de la vegetación y del suelo.
- Evidencia una estratificación horizontal heterogénea.
- Desarrolla varios procesos funcionales como el flujo y transferencia de energía, el reciclado de nutrientes y la dinámica sucesión-resiliencia.

Adicionalmente, la SER propone nueve criterios que caracterizan los ecosistemas restaurados (SER 2004). En el Anexo 2 presentamos al lector algunos indicadores relacionados con los niveles de organización y sugerencias generales para la toma de datos en campo.

¿Cómo medir el éxito en un proceso de restauración ecológica?

En un proceso de restauración ecológica el éxito es un concepto retrospectivo, incluye la valoración de resultados obtenidos con relación a los resultados esperados que se propusieron previamente en los objetivos y metas, los cuales, como ya hemos mencionado, debieron ser establecidos en el diseño del proceso y teniendo como punto de partida la caracterización diagnóstica del área disturbada y de los **criterios** ecosistémicos de los sistemas de referencia.

En ese sentido, para identificar el éxito en un proceso de restauración el programa de monitoreo debe involucrar la evaluación de metas y de los objetivos de restauración de forma que se puedan comprobar en varios lapsos de tiempo y que ofrezcan umbrales de respuesta respecto a unos criterios basados en indicadores y cuantificadores de éxito (Choi 2004).

Definición de los objetivos

En un programa de monitoreo el objetivo es de gran escala, abarca varias metas y a su vez varios criterios, también es un componente fundamental del proceso de restauración ecológica pues da la estructura primaria para la evaluación de un proyecto. El **objetivo** de restauración es el estado o la condición final al que se quiere llevar el ecosistema dañado, degradado o destruido mediante la implementación de diversas técnicas de manejo. Estos objetivos pueden contemplar la *restauración ecológica* estrictamente dicha o bien la *rehabilitación*, la *recuperación* del ecosistema o la *restauración del capital natural* (SER 2004, Hobbs 2003, 2007, Aronson et al. 2006). El

objetivo debe ser planteado con claridad y desde el inicio del proceso de restauración, pues suele suceder que en el proceso de restauración confluyan muchos intereses los cuales pueden tener diversas expectativas y distintas percepciones del éxito dependiendo el actor social (e. g. comunidades, empresas, industrias, contratistas, científicos, agricultores, ambientalistas, instituciones gubernamentales, entre otros).

Generalmente, estos objetivos deben considerar los siguientes aspectos: 1) la identificación y la reposición de valores, bienes y servicios ecológica y socialmente deseables; 2) la identificación y recuperación de elementos y procesos esenciales para la existencia del ecosistema; y 3) la educación ambiental y la mejora en la calidad de vida de las poblaciones humanas.

Algunos ejemplos de objetivos pueden ser:

- Recuperar la cobertura vegetal nativa del bosque alto andino en un área afectada por una plantación forestal.
- Recuperar la estructura y composición del bosque subandino.
- Rehabilitar el uso agropecuario en un campo de cultivo afectado por erosión y especies invasoras.
- Rehabilitar las cárcavas de los taludes de una carretera con obras de bioingeniería.
- Restaurar el capital natural en robledales afectados por entresaca y por la sobre-explotación de los productos forestales del bosque.

Recuadro 4

Aspectos que deben cumplir los objetivos que se plantean en un proceso de restauración ecológica de acuerdo con:

- Deben ser claros y realistas.
- Deben ser aceptables en un marco social, político, ecológico y económico.
- Deben establecer las características del sistema deseado en el escenario futuro.
- Los objetivos no deberían modificarse durante el proceso de restauración. Sin embargo en algunas ocasiones el

monitoreo de los resultados de una investigación inicial en un sitio puede indicarnos que nuestro objetivo de restauración debe modificarse, al igual que lo establecido inicialmente en el proceso de restauración.

- Define qué es lo que se quiere y se puede recuperar con el proceso de restauración.
- Debe estar direccionado por los usos pragmáticos del paisaje: provisión de alimento, materias primas o de conservación.

(Noss 1990, Aronson y Floch 1996, Ruiz-Jaén y Aide 2005a, b 2006, Herrick *et al.* 2006, Hobbs 2003, 2007, Clifford y Taylor 2008, Aronson *et al.* 2010, Barrera-Cataño *et al.* 2010, Thorpe y Stanley 2011 y Wortley *et al.* 2013)

Metas y criterios

Las **metas** de restauración son pasos concretos que se toman para lograr los propósitos finales del proceso de restauración y en sus plazos llevan al cumplimiento de los objetivos. Se caracterizan por que tienen relacionado un lapso de tiempo sobre el cual deben ser alcanzadas, generalmente suelen asociarse temporalidades de corto, mediano y largo plazo y con determinadas características claramente verificables. Tales plazos, características y rangos deben ser determinados a partir de: 1) Los principios, criterios y teorías socioecológicas que definen y estructuran a la restauración ecológica y a la ecología de la restauración; y 2) de los criterios y aspectos ambientales y socioecológicos identificados en la fase de diagnóstico del proceso de restauración.

Los **criterios** a su vez representan aspectos generales del ecosistema, los cuales son ajustados mediante la selección de algunos indicadores clave para la evaluación de la restauración (Turnhout *et al.* 2007, Heink y Kowarik 2009). Se recomienda que los criterios incluyan características del ecosistema de referencia a nivel de biodiversidad, estructura, composición, función, procesos ecológicos (Ruiz-Jaén y Aide 2005) y aspectos estructurales y composicionales del suelo (Anexo 2).

Recuadro 5

Recomendaciones para plantear las metas de restauración de acuerdo con los objetivos que se plantean en un proceso de restauración ecológica de acuerdo con:

- Deben ser verificables, cuantificables y claras.
- Deben estar claramente acotadas en términos espaciales y temporales.
- Deben poder ser ajustados durante el proyecto según la trayectoria del ecosistema restaurado y los

resultados del monitoreo.

- Deberán ser muy específicas y vincular indicadores de éxito de la restauración.
- Deben ser realistas y aceptables en un marco ecológico, económico, socioeconómico y político.
- Pueden incluir porcentajes de especies, métricas de diversidad o abundancia de especies focales o de interés, procesos ecológicos, socioeconómicos, entre otros.

(Noss 1990, Choi 2004, Ruiz-Jaén y Aide 2005a, b, 2006, Herrick *et al.* 2006, Hobbs 2003, 2007, Clifford y Taylor 2008, Thorpe y Stanley 2011)

Indicadores y cuantificadores

Las metas de restauración se deben evaluar a partir de una serie de **indicadores**, los cuales representan de una forma cuantificable la estructura, la composición, la función y los aspectos socioeconómicos (criterios), que ocurren e inciden en las áreas en proceso de restauración (Choi 2004, Ruiz-Jaén y Aide 2005a, b 2006, Herrick *et al.* 2006, Hobbs 2003, 2007, Thorpe y Stanley 2011).

Una variable o un componente es seleccionado como **indicador**, cuando su presencia, su ausencia o su fluctuación manifiestan los cambios que están ocurriendo en el ecosistema (Dale y Beyeler 2001). De esta manera, si la evaluación muestra que dichos cambios se alejan de los resultados esperados se toman decisiones para realizar acciones correctivas en el proceso de restauración, que permitan acercarse a los

Recuadro 6

Listado de las características deseables (Noss 1990, Dale y Bayer 2001) de un indicador para evaluar un proceso de restauración:

- Deben ser acordes con los objetivos y metas de restauración.
- Deben ser lo suficientemente sensibles como para proveer una alerta temprana de cambio.
- Deben estar repartidos en una amplia área geográfica o ser ampliamente aplicables a la heterogeneidad espacio-temporal.
- Deben ser capaces de proveer una evaluación continua del proceso de restauración y sobre un rango amplio de condiciones biofísicas.

- Deben ser relativamente independientes del tamaño de la muestra.
- No deben ser de carácter deductivo.
- No deben ser redundantes con otras variables utilizadas.
- Deben ser fáciles de tomar y relativamente rentables (una buena relación costo-beneficio) en los momentos de medir, coleccionar, probar y calcular.
- Deben ser capaces de diferenciar entre ciclos naturales o tendencias y los inducidos por el hombre.
- Deben ser biofísica y socialmente relevantes.
- Deben corresponder o ser pertinentes a los fenómenos de respuesta del proceso de restauración y deben tener importancia ecológica para el mismo.

escenarios deseados en el tiempo y el espacio. Cada “valor” del indicador se obtiene mediante mediciones, observaciones o registros que se denominan **cuantificadores** (LERF 2013) (Tabla 8). Estos brindan información con unidades específicas, lo que contribuye a determinar la manera en que los datos serán analizados e interpretados con relación al alcance de los objetivos en el proceso de restauración.

Es importante considerar que la selección de los **cuantificadores**, depende en primer lugar, del tipo de ecosistema, disturbio, objetivos y metas del proyecto de restauración, de los criterios e indicadores.

Durante la selección de los indicadores y cuantificadores, es importante identificar el comportamiento de los mismos en el ecosistema de referencia, lo cual permite definir el éxito o no del proceso, para esto se aconseja comparar con múltiples sitios que puedan servir como referencia (ver Recuadro 7). Se debe recordar que la restauración ecológica no tiene por objetivo llegar a estados prístinos del sistema, sino a un estado que suministre las demandas necesarias para la sostenibilidad socioambiental (Clewell y Rieger 1997; Holmes et al. 2004). Usar ecosistemas de referencia es de gran utilidad para trazar objetivos claros que establezcan la recuperación, rehabilitación o recuperación de uno o varios componentes del ecosistema en general, ya que se conoce el rango de variación de un factor o un componente del sistema en condiciones de menores niveles de transformación (Figura 3) (Holmes et al. 2004).

Recuadro 7

Aspectos que pueden tenerse en cuenta al momento de la selección y uso de cuantificadores (Doren et al. 2009, Heink y Kowarik 2010):

- La pregunta: que se va evaluar, por qué y para qué.
- El objetivo de restauración y las metas del proceso.
- La particularidad: se deben seleccionar cuantificadores

siempre considerando cada tipo de ecosistema, proceso de restauración y tipo de disturbio.

- Los parámetros de comparación: comparar los cuantificadores con el sistema pre y post restauración y con el ecosistema de referencia.
- El Análisis: examinar las tendencias resultantes y recomendar acciones de manejo.

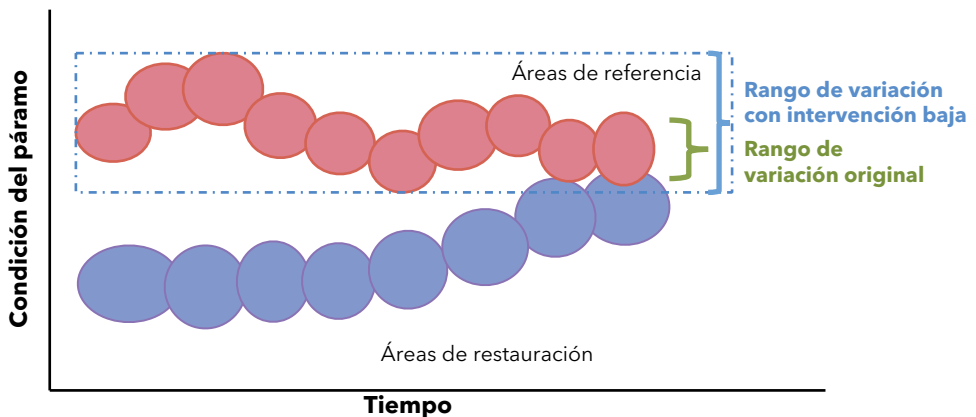


Figura 3. Nivel de variación de un indicador en las áreas de referencia (círculos en rojo) y las áreas restauradas (círculos en morado). Obsérvese que la trayectoria del indicador es similar e indica un estado aceptable por que se acerca a las condiciones de referencia. Tomado de: Hiers et al. 2012.

Tabla 8. Algunos ejemplos de la relación entre el objetivo de la restauración, los criterios, los indicadores y cuantificadores en el monitoreo. Dichos indicadores pueden ser comparados, a través de los cuantificadores (Adaptado de Cabrera y Ramírez 2014).

Aspecto a evaluar (Objetivo)	Criterio	Indicador	Cuantificador	Unidad
Recuperación del ecosistema de páramo en un área determinada	Estructura de la vegetación	Cobertura vegetal	Porcentaje de suelo desnudo en el área de incidencia	% por m ²
			Área total de cobertura de páramo	Hectáreas
			Índice de conectividad entre coberturas de páramo	Sin unidad
	Diversidad	Diversidad de mamíferos	Riqueza de especies de mamíferos	Sin unidad
			Diversidad de microorganismos	Índice de Shannon para la diversidad de microorganismos
	Procesos ecológicos	Parámetros hidrológicos del páramo	Porcentaje de retención de agua en el suelo	% m ³ de agua/ m ³ suelo
			Nivel de escorrentía	m ³
	Suelo	Características físicas	Densidad aparente	Gramos
			Profundidad efectiva	Metros
		Biota del suelo	Biomasa de microorganismos	Gramos/ volumen
			Índice de diversidad de Simpson para macroinvertebrados del suelo	Sin unidad

El restablecimiento de los ecosistemas involucra cambios en todos sus componentes y dimensiones. Sin embargo se han utilizado indicadores a nivel de estructura y composición de poblaciones y comunidades vegetales, olvidando los elementos funcionales y otros niveles de organización como el ecosistema y el paisaje. Considerar indicadores a diferentes escalas y niveles de organización mejora el entendimiento de la recuperación del ecosistema de acuerdo a sus distintos elementos y su efecto en la provisión y el mantenimiento de sus servicios ecosistémicos (Figura 4).

La toma de información de los cuantificadores en la restauración ecológica

El análisis de los indicadores, mediante su cuantificador, contribuye a establecer la relación existente entre el indicador y el cuantificador del ecosistema a analizar. Sin embargo, es necesario realizar un protocolo que especifique el proceso para la toma de información de cada indicador de la forma más detallada y sencilla posible. En el capítulo 2 **Establecimiento de plataformas de monitoreo** el lector podrá encontrar algunos métodos, indicadores y cuantificadores que recomendamos para realizar el monitoreo a procesos de restauración ecológica desde diferentes grupos y escalas. Adicionalmente, recomendamos tener en cuenta los siguientes cuestionamientos:

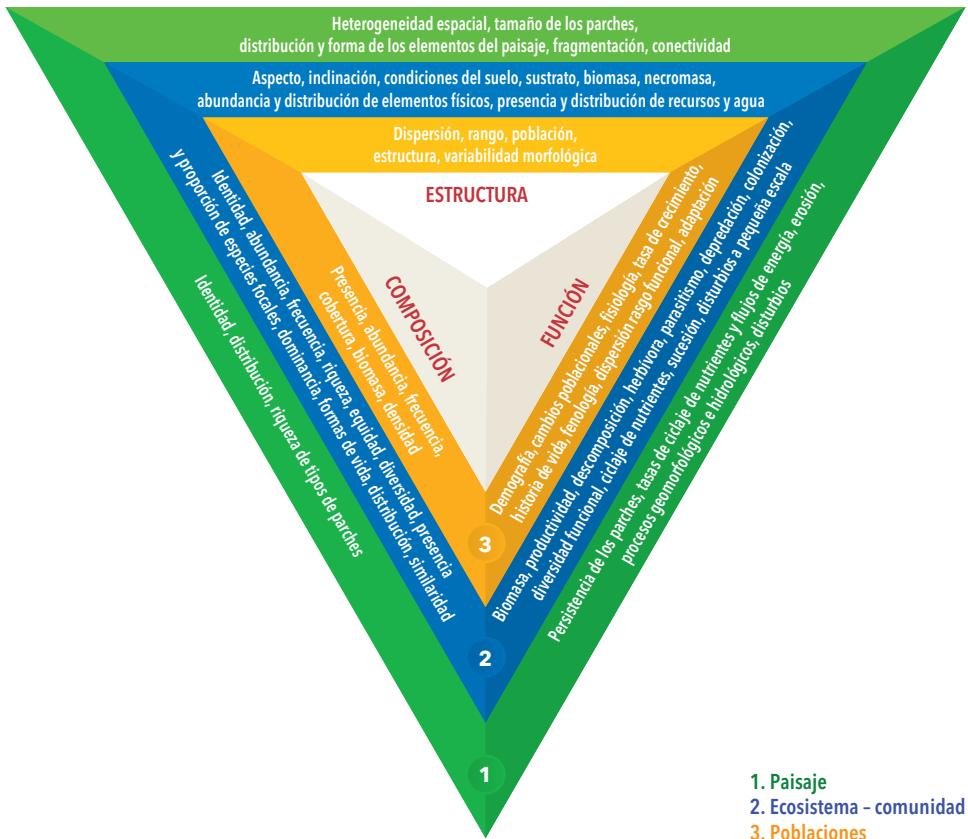


Figura 4. Ejemplos de indicadores del ecosistema en distintos niveles de organización (en color la escala: paisaje, ecosistema, comunidad, población) y atributos del ecosistema (los ejes son la estructura, función, composición). Tomado de: Dale y Beyeler 2001, Cabrera y Ramírez 2014.

- ¿De qué tipo son los cuantificadores seleccionados? (numéricos, descriptivos, registros de ausencia-presencia)
- ¿Qué escala o rango de variación tiene cada uno de los indicadores?
- De acuerdo a las metas planteadas, ¿qué indicadores se medirán en el corto, mediano y largo plazo?
- ¿Qué instrumentos, equipos o materiales son necesarios para la obtención la información del indicador?
- ¿Qué unidades tienen los indicadores?
- Qué áreas o sitios de muestreo serán seleccionados o priorizados para localizar los puntos de monitoreo?
- ¿En qué periodo del año se llevará a cabo la toma de la información?
- ¿Los indicadores son influenciados por la época de lluvia o la época seca?

- ¿Quiénes serán los responsables de realizar las mediciones u observaciones?
- ¿Qué registro es necesario para la toma de información formatos?
- ¿Cómo se analizará la información, quién será el responsable, y cuándo se realizará el primer análisis? (e.g. primer año, tercer año).
- ¿Dónde será almacenada la información?
- ¿Qué medios de divulgación se utilizarán?

Recuadro 8

Indicadores socioeconómicos en la restauración ecológica

La restauración ecosistémica constituye una red de beneficios hacia los sectores sociales, productivos y económicos, igualmente distribuidos entre las comunidades locales (Clewell y Rieger 1997). Los efectos de la restauración pueden reflejarse en distintos componentes que brindan beneficios en áreas aledañas, la restauración incrementa las interacciones planta-animal que benefician los procesos de polinización; también aumenta la oferta de agua y así mismo recupera la cobertura vegetal que evita la erosión del suelo; estos beneficios se consideran dentro de la red servicios ecosistémicos. Además, la restauración provee beneficios directos en la economía de las comunidades locales, mediante la oferta de trabajo durante el proceso y la instalación de capacidades locales en los temas de restauración (Brancalion *et al.* 2012). A lo largo del tiempo, la inclusión de indicadores sociales y económicos en la restauración proporciona información relevante para

evaluar la inversión del costo beneficio del proceso (Clewell y Rieger 1997).

Para la selección de los indicadores socioeconómicos en la restauración es necesario un análisis minucioso de la red de beneficios que genera las acciones de restauración en el ecosistema y el efecto a nivel local y regional de la recuperación de los servicios ecosistémicos (Tabla 9). La restauración genera espacios de concertación entre la comunidad y las instituciones ambientales pues es imprescindible decidir las áreas donde se llevará a cabo la restauración (Llambí y Cuesta 2013), esto se realiza a nivel de predios y tiene una repercusión a nivel regional; la participación comunitaria da lugar a la apropiación del proyecto de restauración, reconociendo la importancia de la gestión del territorio para mantener la calidad ambiental y social de los ecosistemas, estos procesos promueven el trabajo colectivo que promueva propuestas que armonizan objetivos económicos, sociales y ambientales (Smith *et al.* 2013).

Tabla 9. Algunos ejemplos de indicadores socioeconómicos en restauración.

criterio	Indicador	Cuantificador
Servicio de regulación y provisión de agua	Disponibilidad de agua	Número de beneficiarios que reciben agua potable
		Caudal disponible a lo largo del año
Servicios de regulación	Deslizamientos	Número de deslizamientos en épocas lluviosas
	Calidad del suelo	Gastos en insumos agrícolas
Calidad de vida	Oferta laboral	Número de personas de la comunidad local contratadas
	Fortalecimiento de capacidades	Número de personas capacitadas
		Número de asociaciones o juntas ambientales
Ordenamiento territorial	Número de fincas zonificadas	

Consideraciones finales

- Es recomendable seleccionar metas alcanzables y realizar la comparación de los indicadores con los mismos lugares antes del proceso de restauración y con los ecosistemas de referencia.
- El estudio del monitoreo debe incluir múltiples criterios e indicadores que reflejen la importancia de los atributos ecosistémicos para determinar el éxito de un proyecto o de una directriz para los futuros esfuerzos de manejo.
- La evaluación de los proyectos de restauración deben considerar criterios como la estructura de la vegetación, la diversidad de especies y procesos ecosistémicos, lo anterior ayuda a predecir el proceso de recuperación.

En síntesis, la implementación de un programa de monitoreo y la selección de indicadores ambientales, ecológicos, sociales y económicos es indispensable para evidenciar los beneficios y el alto impacto de la restauración para gestores, planificadores y tomadores de decisiones, quienes tendrán las bases necesarias para acoger la restauración como una solución viable para la problemática ambiental actual (Doren *et al.* 2009). Se debe tener en cuenta que no siempre quien hace el monitoreo posterior ha sido el que ha iniciado el proyecto de restauración, por eso es necesario dejar muy claros los protocolos anteriormente citados.



Cascada el Fraile. Cuenca alta del río Otún, Santa Rosa de Cabal, Risaralda.
Fotografía: Mauricio Aguilar.



ESTRUCTURA Y CONTENIDOS BÁSICOS PARA EL PROGRAMA DE MONITOREO

Mauricio Aguilar-Garavito y Wilson Ramírez

La restauración ecológica y el monitoreo

Un verdadero proceso de restauración ecológica debe promover la transformación del ecosistema degradado hacia un sistema con algunos atributos o criterios similares a la de los ecosistemas de referencia, debe ser resiliente y tener una trayectoria equilibrada y dirigida hacia un estado socioeconómico y ecológico posible. Para lo anterior se requiere que el proceso de restauración se desarrolle cumpliendo como mínimo las siguientes fases fundamentales:

1. **Caracterización diagnóstica**, en la que se define el estado de degradación del ecosistema, los factores limitantes y tensionantes del sistema, los diferentes estados potenciales, la espacialización de las áreas degradadas, así como la definición de unidades de actuación o de manejo¹, las metas, estrategias y técnicas de restauración.
2. **Diseño e implementación de las prácticas de restauración**, que permite aplicar las técnicas y estrategias que, de acuerdo con el diagnóstico, pueden solucionar o mitigar los efectos de los disturbios y de los factores tensionantes y limitantes, así como aprovechar las potencialidades socioecológicas que permitan llevar al sistema al estado deseado.
3. **Diseño e implementación del programa de monitoreo** (programa de evaluación y seguimiento) donde se mide el éxito de la restauración de acuerdo con los objetivos y metas planteadas.
4. **Vinculación de los actores sociales y divulgación**, esta fase se replica y acompaña a las otras tres. Aquí se contempla la vinculación de los actores sociales de acuerdo con sus intereses, posibilidades y responsabilidades frente al proyecto de restauración. También se realiza la socialización de todo el proceso utilizando diferentes medios y estrategias como talleres, reuniones, ponencias en eventos científicos, publicación de artículos, libros, cartillas, etc. (SER 2004, Barrera-Cataño *et al.* 2010, Clewell y Aronson 2013) (Figura 5).

1 En este documento unidades de actuación hace referencia al conjunto de terrenos, lotes o áreas claramente diferenciables de otras unidades de paisaje y que se pueden organizar en una misma categoría por presentar las mismas condiciones biofísicas, históricas y problemáticas (disturbios, factores limitantes y tensionantes, etc.), y en donde se establece el mismo tipo de acciones o técnicas de restauración.

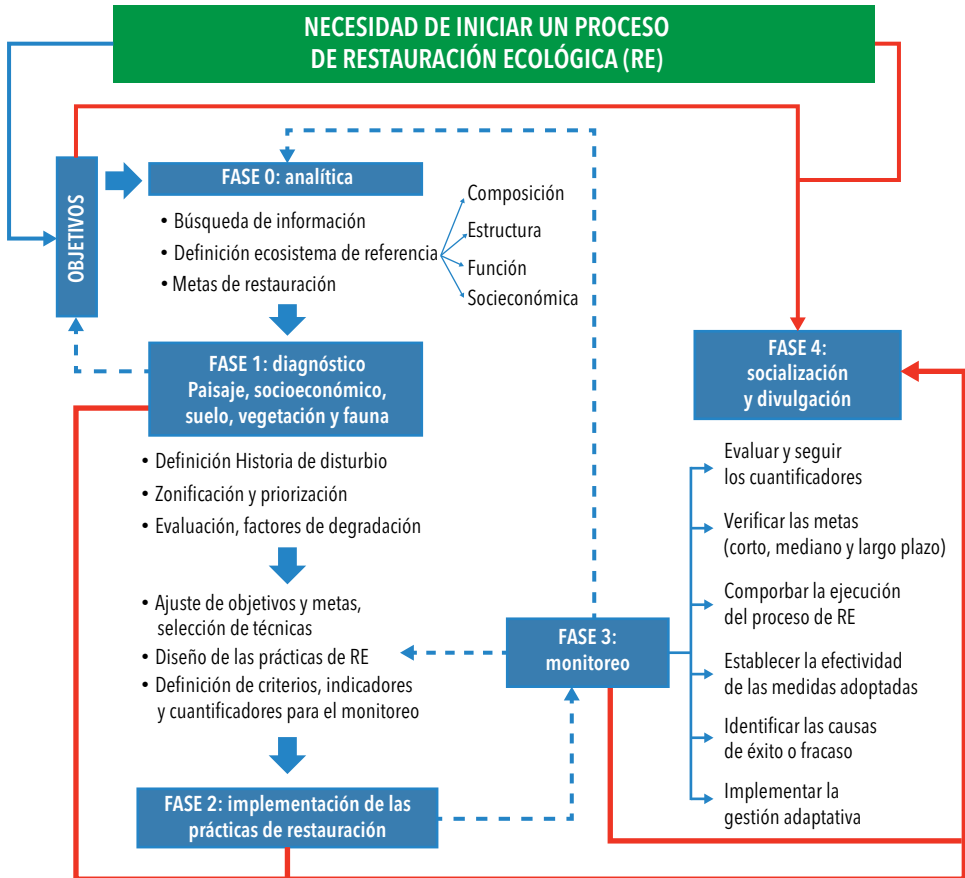


Figura 5. Fases para la formulación e implementación de un proceso de Restauración Ecológica (RE). Las flechas y líneas azules indican la dirección entre fases. Las líneas azules punteadas indican que se requiere regresar a la fase anterior para verificar o ajustar el proceso de RE. Las flechas y líneas rojas indican el vínculo de cada momento del proceso con la Fase 4: socialización y divulgación (elaboración propia).

La fase de monitoreo tiene una importancia especial pues, a partir de la valoración y de los cambios que se presenten en el ecosistema, le da validez a las acciones de manejo implementadas en el proyecto para dar solución a la problemática del área degradada (SER 2004, Herrick *et al.* 2006, Hobbs 2007, Barrera-Cataño *et al.* 2010).

En esta sección se formula una propuesta para plantear un programa de monitoreo para un proceso de restauración ecológica. Primero mediante un esquema para su planeación y posteriormente con el contenido básico de un programa de monitoreo, explicando los diferentes apartados que debe tener.

Planeación de un programa de restauración

La planeación del programa de monitoreo inicia relacionando los objetivos de restauración con las metas y planteando que se debe ir cumpliendo en cada plazo. A partir de lo anterior se identifican los criterios que se van a evaluar, así como los

indicadores y los cuantificadores relacionados con estos y que permiten identificar el alcance de las metas. Posteriormente, se identifica el procedimiento metodológico que mejor se ajuste al tipo de ecosistema y de datos que se requieren obtener. En el planteamiento del programa de monitoreo es indispensable tener en cuenta los siguientes aspectos (SER 2004, Herrick *et al.* 2006, Hobbs 2007, Barrera-Cataño *et al.* 2010):

- Las metas y objetivos de restauración deben plantearse desde el inicio del proceso y deben dar una respuesta clara sobre el cumplimiento de las mismas. Los objetivos hacen referencia a los criterios ecológicos.
- La metodológica de análisis y toma de datos debe ser sencilla, económica, eficiente y replicable.
- La toma de datos debe registrarse de manera continua y la información debe estar disponible a largo plazo.
- Los datos deben ser acumulativos.
- La eficiencia de los datos registrados debe ser alta, los costos mínimos y el esfuerzo de muestreo debe ser bajo.
- Se debe contar con un grupo de cuantificadores (variables respuesta) fáciles de medir e indicadores de evaluación que en conjunto den cuenta clara del éxito o fracaso del proceso de restauración y que además puedan ser medidos a corto, mediano y largo plazo.
- Se deben plantear criterios de evaluación con umbrales que permitan dar una alerta temprana sobre las decisiones posteriores de manejo.
- Se debe plantear el seguimiento a diferentes escalas espacio-temporales y el proceso de evaluación se debe hacer a corto, mediano y largo plazo.
- Los indicadores y los cuantificadores deben ser prácticos y de fácil seguimiento, también deben permitir la repetición de la toma de datos a largo plazo.
- Se deben establecer diseños de muestreo y formatos para la toma de datos claros y útiles a largo plazo.
- Se debe contar con una línea base (diagnóstico de restauración) donde se establezca con claridad el estado inicial, las características del ecosistema de referencia y los diferentes posibles estados transicionales de la trayectoria de restablecimiento así como los objetivos de restauración.
- Se deben establecer con claridad las tipologías de áreas a restaurar, las técnicas a aplicar y los objetivos de restauración para cada una de ellas.
- Se deben establecer indicadores para cada criterio y estos para cada meta de restauración. Deben ser viables, verificables y eficientes. Dichos indicadores deben describirse de acuerdo con: 1) las fuentes o medios de verificación (unidades de medición y tipos de variables que lo integran); 2) periodicidad (frecuencia y temporalidad de las mediciones); 3) responsables de la toma de datos; 4) instrumentos para la toma de datos; y 5) descripción de los análisis de los indicadores.
- Constituir un equipo de trabajo idóneo para la toma y análisis de datos de acuerdo con las variables a evaluar y con los métodos a seguir.

En la Figura 6 se presentan 10 pasos fundamentales con sus respectivos plazos de ejecución, los cuales son recomendados por Herrick *et al.* (2006) para plantear un programa monitoreo en un proyecto de restauración ecológica.



Figura 6. Diseño e implementación del programa de evaluación y seguimiento. Las flechas indican la revisión y vínculo entre los diferentes pasos, así como el manejo adaptativo (modificado de Herrick et al. 2006).

Contenido básico del programa de monitoreo

Como tal, el programa de monitoreo se constituye en un documento en el que se presenta un resumen general del proyecto de restauración, el objetivo, las unidades objeto de restauración, las metas de restauración para cada unidad, los criterios de evaluación para cada meta, los indicadores para cada criterio y los cuantificadores que permitan verificar cada indicador. Adicionalmente, se debe contar con un método claro para la toma y análisis de datos, así como con los formatos para la toma y compilación de información (Thom y Wellman 1996, Aguilar-Garavito 2010, Barrera-Cataño et al.

2010). A continuación se presentan de forma muy sencilla, y en su orden de aparición en el documento los contenidos mínimos que debe tener.

Portada: se presenta el título del proceso de restauración, información sobre los autores y de las instituciones responsables de la elaboración del programa de monitoreo y la etapa en se encuentra tanto el proceso de restauración como el monitoreo. En total abarca una página.

Resumen: aquí se hace una presentación sintética de todo el programa de monitoreo, presentando además los resultados y recomendaciones más relevantes. Su extensión máxima es de 500 palabras (una página)

Introducción: aquí se presenta una breve reseña de todo el proceso de restauración, se incluyen los datos básicos del mismo: instituciones que participan, contrato, convenio, localización del proyecto, objetivos de restauración, fechas y plazos del proyecto, fases ejecutadas y por ejecutar, resultados generales de la caracterización diagnóstica, tipos de disturbios, aspectos generales de la zonificación y de la priorización, técnicas y estrategias implementadas, métodos y variables teniendo en cuenta antes y después de haber iniciado el proceso de restauración (si fue realizada).

Localización y descripción del área de trabajo: se presenta la localización exacta, mostrándola también en mapas generales, mapas detalle y en la fichas por unidad de actuación o de manejo, se especifica el departamento, municipio, vereda, corregimiento, microcuenca, vertiente y otros aspectos detalle según corresponda. Es muy importante que se presenten las coordenadas geográficas. Así mismo, se debe aportar una breve descripción del sitio, clima, biota, usos, incluyendo la localización de las plataformas de monitoreo. Todo lo anterior puede apoyarse en cartografía, fotografías u otro tipo de ilustraciones que identifiquen con claridad la situación geográfica.

Antecedentes y descripción del área intervenida: esta sección incluye la descripción de los aspectos generales del área y del proyecto (e.g. historia de degradación, intensidad, frecuencia, magnitud, etc.), así como de las diferentes técnicas de restauración que fueron establecidas. En primer lugar, se debe escribir el objetivo del proyecto y la justificación del mismo, en la cual se describe qué fue lo implementado, por qué, para qué y quiénes lo ejecutaron, así como los tiempos de ejecución.

En otro subtítulo se desarrolla la descripción del estado actual de las áreas intervenidas, partiendo de su historia de degradación, la condición previa y una descripción de lo que se ejecutó. También se aporta, un mapa que muestra el resultado de la intervención por unidad de actuación. Este mapa y la descripción se apoyan también en una base de datos y en fichas por sitio intervenido, con su ubicación, las técnicas y estrategias, una fotografía y un mapa.

En otro subtítulo se presenta una descripción clara de las técnicas y estrategias de restauración implementadas, relacionándolas con la problemática ambiental que se quería resolver con su establecimiento y su espacialización de acuerdo con las diferentes tipologías de áreas degradadas que fueron encontradas.

Así mismo, esta sección incluye la descripción, lo más detallada posible, de las técnicas de restauración establecidas, las cuales se presentan como pliegos de prescripciones técnicas, con planos y figuras en la medida de lo posible. Si el proyecto contempla como una de las técnicas la revegetación se deben explicar los arreglos florísticos y la descripción del procedimiento de revegetación empleado. Se deben adjuntar planos, mapas y esquemas de la revegetación. También se puede aportar una

base de datos con los siguientes aspectos por especie plantada o sembrada: familia, especie, nombre común, distribución y hábitat, distribución en el arreglo florístico, tipo de hábito, función, atributos vitales, tolerancia a factores bióticos y abióticos, tipo de polinización, propagación, dispersión, características generales de la especie, usos, ventajas comparativas de la especie, cuidados culturales, procedencia, tamaños de la plantación, entre otros.

Objetivos de la restauración, rehabilitación o recuperación implementadas: cada objetivo específico debe incluir en una frase corta y clara el conjunto de metas parciales para alcanzar dicho objetivo.

Metas del proyecto restauración: la descripción de las trayectorias y de las condiciones o estados ideales se pretenden alcanzar con el proyecto de restauración (Clewell *et al.* 2005, SER 2004), dichas metas se cumplen de manera acumulativa en el corto (hasta 1 año), mediano (de tres a cinco años) o largo plazo (más de seis años). En esta sección también se definen los indicadores y los criterios de evaluación que se evalúan y siguen durante los diferentes tiempos del monitoreo. Para cada meta se deben aportar los criterios de evaluación, los indicadores para cada criterio y los cuantificadores, los cuales son los medios de comprobación de manera medible del cambio en los indicadores. Para mayor información, recomendamos revisar la sección "Definición de objetivos, metas, indicadores y cuantificadores para el monitoreo a procesos de restauración ecológica", página 33.

Definición de Criterios, indicadores y cuantificadores: en este apartado se debe describir y justificar con claridad los criterios, indicadores y cuantificadores, demostrando a demás su coherencia entre si y su relación con las metas del proceso de restauración.

Métodos: esta sección describe con claridad la forma, la unidad de muestreo, el número y el tamaño de la muestra, las variables, los tiempos, el personal y los materiales que se requieren para la toma de datos en campo y para su posterior análisis. También se explica la forma de hacer la delimitación y el marcaje de las áreas y de las especies e individuos a los que se les hará el seguimiento. Se debe describir cómo se hará el registro de la información, las mediciones, sus réplicas, repeticiones e intervalos. Lo anterior dependerá de la escala, del grupo, nivel de organización o proceso ecológico seleccionado como indicador de éxito de la restauración. Lo anterior guarda estrecha relación con las metas y con el tipo de datos y análisis realizados en el diagnóstico. Lo más recomendable es que haya coherencia entre la metodología, variables e indicadores de la caracterización diagnóstica y de la evaluación y seguimiento.

Como tal, no existe un solo método para la toma y análisis de datos, sin embargo, se recomienda seleccionar el más adecuado dependiendo de las metas, del compartimento y grupo a evaluar y la escala. Existe en ciencias naturales y sociales un sin número de metodologías y protocolos de muestreo. En el capítulo Plataformas de monitoreo: paisaje, grupos sociales, vegetación y fauna, se presentan algunas recomendaciones bibliográficas para seleccionar el método de muestreo dependiendo el compartimento del ecosistema o el nivel de organización. Finalmente, en la sección de métodos también se describen los análisis de datos, incluyendo análisis estadísticos descriptivos o cuantitativos. Lo más importante es que los análisis aporten al cumplimiento de las metas.

Pliego de condiciones técnicas: es la parte del documento que fija los criterios bajo los cuales se debe hacer el monitoreo y las obras de restauración para el manejo



adaptativo resultante Esta sección regula las relaciones entre el promotor del proyecto, el interventor, los asesores, el proyectista, el ejecutor del proyecto, el supervisor del proyecto y los entes de control. Se recomienda generar condiciones técnicas de tipo general (normatividad de aplicación del proceso de restauración, documentos que definen el proceso de restauración y de monitoreo, tareas necesarias para dar inicio al proceso de restauración y al programa de monitoreo, formas de desarrollo y control de las medidas de restauración, monitoreo y manejo adaptativo y la forma como se regula la dirección e inspección todo el proceso) y condiciones particulares (regula las condiciones de cada parte del proceso de monitoreo o de ejecución de las medidas de restauración).

El pliego contiene prescripciones técnicas como las siguientes: a) técnica: regula la ejecución del manejo adaptativo o del monitoreo; b) facultativa: relaciones entre el interventor, contratista y entes de control; c) económica: medición y liquidación de las unidades de las medidas de restauración ecológica; d) legales: relaciones contractuales, normativas y sociopolíticas entre los diferentes actores del proceso de restauración.

Costos y rubros: esta sección recoge el importe económico del plan de monitoreo. Se compone de los rubros y costos de cada una de las unidades, los cuadros de precios (materiales, maquinaria y mano de obra), los presupuestos parciales (por rubros) y el presupuesto general.

Para elaborar el presupuesto del monitoreo es necesario desglosarlo por rubros que correspondan a cada una de las partes. Para obtener el conjunto de los rubros es conveniente descomponerlos en partes independientes, luego en secciones que se puedan organizar en función de especialidades y finalmente en unidades concretas. Es relevante en este punto contemplar que el monitoreo se hace a lo largo de varios años, por lo tanto se debe asegurar que presupuesto contemple todo el proceso.

Se recomienda como mínimo incluir los siguientes rubros: 1) personal (científico, técnico y operarios); 2) equipos, maquinaria y materiales (todos los recursos que requieran para hacer la toma de datos y sus análisis); 3) gastos de viaje (tiquetes aéreos, fluviales y terrestres, alojamiento, alimentación etc., para todo el equipo de monitoreo); 4) materiales de oficina y papelería (impresiones, adquisición de bibliografía, material cartográfico y elementos de oficina); 5) seguridad ocupacional (todos los elementos relacionados con la seguridad industrial y ocupacional para realizar el monitoreo), 6) publicaciones y divulgación (costos para talleres, asistencia a simposios, congresos y eventos científicos, la publicación en revistas y para la realización de libros, cartillas, entre otros) y 7) impuestos e imprevistos.

Resultados: este apartado y los siguientes, aparecen una vez se ha iniciado la implementación del programa de monitoreo (pueden presentarse los resultados esperados en un anteproyecto). Aquí se deben describir en términos generales y detallados los datos y observaciones durante un periodo determinado del monitoreo, pero sin realizar ningún tipo de interpretación. Los datos se deben presentar de manera ordenada, siguiendo el esquema presentado en la sección de métodos y permitiendo identificar con facilidad los cambios ocurridos en el tiempo. Se deben incluir los resultados de los análisis estadísticos.

Análisis y discusión: en esta sección se analizan e interpretan los datos obtenidos durante el periodo determinado del monitoreo y se comparan con los resultados derivados de los otros periodos de monitoreo y de la caracterización diagnóstica. A partir de un proceso de reflexión, y teniendo en cuenta las metas y objetivos, se

realiza la valoración de los datos obtenidos en el tiempo. Así mismo, en este proceso de discernimiento se debe considerar y citar la información disponible en literatura que apoye o contradiga los resultados que se obtuvieron en relación con el cumplimiento de las metas. También se discute sobre la eficiencia y eficacia de los métodos respecto a la sensibilidad para detectar los cambios que se quieren identificar en las variables de monitoreo.

Conclusiones: aquí se presenta de manera sintética y clara el progreso del proceso de restauración hacia el cumplimiento o no de las metas y objetivos. También se presentan las reflexiones sobre las lecciones aprendidas y sobre la utilidad del método seleccionado para realizar la evaluación y seguimiento de las variables monitoreadas.

Recomendaciones: esta es una sección muy importante pues en ella debe aparecer de manera sintética las medidas de restauración adicionales que se deben realizar para alcanzar las metas de restauración, así como el replanteamiento de los objetivos, si es el caso. También se deben incluir las acciones de mantenimiento y de manejo que a partir de los resultados y análisis subyacen, para evitar o para resolver situaciones que pueden afectar el proceso de restauración ecológica. Así mismo, se plantean las nuevas directrices potenciales para mantener el éxito del mismo o de otros proyectos similares a futuro. Adicionalmente se deben presentar todas aquellas acciones y proceso detectadas que contribuyeron al éxito o fracaso y todos los procesos metodológicos y conceptuales que contribuyeron o no al desarrollo del programa de monitoreo.

Agradecimientos y reconocimientos: aquí se hace un sencillo reconocimiento a todas las personas e instituciones que han contribuido en el desarrollo de todo el proceso de restauración. Se deben hacer reconocimientos especiales a los financiadores, a los dueños de los predios, a los asesores, a la comunidad y a los investigadores.

Contenido adicional del programa de monitoreo

El documento de monitoreo también debe contener una sección dedicada a establecer un plan de contingencias para tomar las medidas correctivas en caso de ser necesario. Lo anterior se establece como un pliego de prescripciones técnicas donde se describen las acciones a tomar en caso de alguna contingencia (Barrera-Cataño *et al.* 2010).

Otros capítulos relevantes son el cronograma, que define la periodicidad del muestreo durante los primeros dos años. También es muy importante plantear un presupuesto relacionado con las actividades del cronograma. Finalmente, se debe incluir una sección de bibliografía, y de ser necesario, una con el glosario de términos y otra de anexos (Barrera-Cataño *et al.* 2010). En los anexos también se debe incluir la cartografía con las unidades de actuación, otros planos o ventanas detalle por unidad y todos los planos de la obra, por ejemplo de las cercas, módulos de revegetación, esquemas de trinchos y zanjas.



////////////////////

CAPÍTULO 2

PLATAFORMAS DE

MONITOREO:

PAISAJE, GRUPOS SOCIALES,

SUELO, VEGETACIÓN Y FAUNA

////////////////////



MONITOREO A LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA DESDE LA ESCALA DEL PAISAJE

Paola Isaacs-Cubides y Alexander Ariza

La heterogeneidad del paisaje y la escala

Los paisajes son zonas heterogéneas compuestas por diferentes elementos que están en constante transformación y presentan patrones específicos dependiendo de cada región. Este mosaico de paisaje se presenta como una mezcla de coberturas naturales y antrópicas, con sistemas de producción agrícola, ganadero, forestal, con presencia de especies invasoras, asentamiento humanos y quemas, extracción de materiales, entre otras actividades (Forman 1995, GREUNAL 2010). Dicha heterogeneidad no es estática y la ecología del paisaje busca evaluar por qué se presentan de esta forma a través de una mirada espacial amplia y con más elementos para determinar su configuración (Gustafson 1998, Tongway y Ludwig 2012).

Cuando se evalúan las condiciones de un paisaje es importante determinar la escala en espacio y tiempo en la que dicha condición se analiza. No es lo mismo lo que muestra y se evalúa en un mapa a escalas amplias (i.e. 1:100.000) donde se quiere conocer la situación en un departamento, que lo que se ve a escala detallada (i.e. 1:10.000) para una zona, por ejemplo, de nacimiento de un acueducto. En estos casos, existen dos tipos de factores que se deben considerar, 1) el grano o resolución del dato, expresado en el área mínima que se puede distinguir en un mapa de acuerdo a dicha escala (denominada mínima unidad de mapeo o tamaño de pixel) y 2) la extensión o el tamaño del área mapeada o de estudio, todo esto considerando el periodo de tiempo sobre las cuales las observaciones son colectadas (Gustafson 1998).

Una vez definida la escala de análisis, se deben analizar los patrones de los elementos en el paisaje, los cuales determinan esas condiciones que se presentan en particular. Esto se ha trabajado ampliamente con el uso de índices estadísticos o también las llamadas “métricas del paisaje”. Las métricas se analizan mediante dos grandes grupos: la estructura y la función. La primera abarca la composición (elementos que hay en el paisaje) y la configuración (cómo están organizados) de los elementos del paisaje. La función, por su parte, se analiza revisando cómo el paisaje es percibido o usado por un organismo o proceso en relación con la estructura (Gustafson 1998, McGarigal *et al.* 2012).

La restauración y la escala del paisaje

Usualmente, cuando se quiere abordar la restauración ecológica a nivel espacial se deben determinar los disturbios que se presentan y que pueden ser observables a partir de insumos cartográficos (e. g. zonas quemadas, especies exóticas, erosión, etc.). En este caso, es importante determinar el tipo de disturbio, si fue natural o antrópico, si abarcó un área extensa o pequeña, si ha sido recurrente y persistente, si ha sido frecuente o impredecible, si su magnitud es amplia y si ha sido planeado intencionalmente (Tongway y Ludwig 2012).

Muchos de los trabajos de restauración a escala paisaje se centran en restablecer ciclaje de nutrientes o de dinámicas hídricas, es decir, han abarcado análisis de procesos del paisaje (Tongway y Ludwig 2012); como se ha venido hablando, otra forma de analizarlo es determinando la estructura y función de los ecosistemas y su restauración a través del tiempo para aquellas zonas degradadas.

En este último caso, cuando un área natural se destruye quedan las zonas externas expuestas a condiciones bióticas y abióticas propias de la intervención, las cuales pueden ingresar hasta diferentes distancias al interior del relicto de bosque que se conservó, generando una franja al límite entre el bosque y el área intervenida, conocida como **borde** (Murcia 1995). El caso más conocido es el de la influencia del efecto de borde por la fragmentación de las coberturas y la consecuente pérdida de hábitat, siendo uno de los limitantes para la recuperación natural de un ecosistema, que a su vez lo va degradando más gradualmente (Lovejoy *et al.* 1986, Vargas 2007). Este indicador es importante para evaluar ya que dentro de las consecuencias de la fragmentación se afectan muchas de las dinámicas de los ecosistemas dentro de las que se destacan las siguientes (Kattan 2001, Ries *et al.* 2004):

- Desaparecen o disminuyen de especies por eliminación directa o por estar asociada a hábitats perdidos.
- Se ven afectadas las especies sensibles al aislamiento al no poder mantener el flujo entre individuos de la misma especie entre fragmentos, impidiendo su dispersión a través de las zonas disturbadas (caso de anfibios, reptiles y algunas plantas dispersadas por animales de corta movilidad).
- Se ven afectadas las especies que requieren áreas naturales extensas para sobrevivir, entre ellas los grandes mamíferos o aquellas que se ven afectadas por las características microclimáticas asociadas con el borde.
- Se benefician las especies invasoras, que compiten y desplazan a las nativas.
- Se ven afectadas las especies claves (polinizadores, dispersores, depredadores, etc.) que generan reacciones en la cadena trófica.

El hecho de que las características del paisaje puedan afectar procesos ecológicos y la distribución de las especies, especialmente en paisajes fragmentados, es relevante para acciones de restauración centradas en la conservación de la biodiversidad y la prestación de bienes y servicios ambientales (Metzger *et al.* 2009). En particular esto es importante cuando se consideran atributos espaciales que regulan la conexión del paisaje o su conectividad (la cual se define como la capacidad del paisaje de facilitar flujos biológicos, como el movimiento de los animales, la dispersión de polen y semillas; Bennet 2006, Crooks y Sanjayan 2006).

La conectividad está relacionada con la resiliencia del paisaje (capacidad del paisaje de recuperarse de pérdida de especies a través de la migración) por lo que se ha sugerido que la mayor efectividad para las acciones de restauración se encuentran en paisajes con niveles intermedios de resiliencia, ya que aún albergan altos niveles de biodiversidad y conectividad, y por tanto aún tienen el potencial para recolonizar las áreas en proceso de revegetación. Sin embargo, están en mayor riesgo de extinción de especies y de la pérdida y fragmentación del hábitat por el nivel de degradación que puede seguir avanzando (Rodrigues *et al.* 2009, Pardini *et al.* 2010, Martensen *et al.* 2012). Cuando la capacidad de resiliencia es baja, con poca cobertura y baja conectividad, el costo de la restauración es más alto y la probabilidad de obtener cualquier beneficio de conservación sería muy baja debido a la pérdida de especies y la baja probabilidad de recolonización (Hobbs 2007).

Monitoreo de la restauración ecológica desde el paisaje

El monitoreo debe llevarse a cabo a través de diferentes espacios de tiempo, (a corto, mediano y largo plazo) con el fin de evaluar si las técnicas o estrategias de restauración planteadas se realizaron como fueron diseñados, si alcanzaron las metas o si deben ser modificados (Vargas 2007, MADS 2014). En términos espaciales es más complicado visualizar los cambios a corto plazo, salvo que se estén trabajando escalas detalladas y que se registren desde el campo puntualmente las actividades de restauración que se implantan. Sin embargo, con base en criterios e indicadores se puede ir registrando la evolución del proceso de restauración mediante el análisis de las condiciones de partida con base en los patrones de las coberturas, lo cual va a ser más visible a largo plazo (Vargas 2007).

Dada la relativa respuesta del paisaje a las actividades de restauración, muchas veces es difícil definir un indicador o parámetro del paisaje apropiado para responder el objetivo de restauración específico y guiar sus acciones. Muchos de estos dependen en su mayoría de aspectos sociales y económicos, considerando que aún no se tiene un entendimiento óptimo de los diferentes procesos ecológicos asociados con la restauración, lo que hace aún más difícil encaminar estas acciones (Leite *et al.* 2013). En paisajes modificados, los atributos espaciales como el tamaño de un fragmento, la conectividad, el efecto de borde y su relativa ubicación son elementos que condicionan la riqueza de especies, abundancia y composición (Saunders *et al.* 1991, Gama *et al.* 2013).

De acuerdo a la literatura disponible, el arreglo espacial se ha venido incluyendo en el diseño y ubicación de lugares para la restauración (Tambosi y Metzger 2013, Echeverría *et al.* 2013, Tambosi *et al.* 2014), usualmente buscando incrementar el tamaño de los parches, buscando conectarlos entre ellos (Metzger *et al.* 2008, Tambosi *et al.* 2014) o realizando priorización de áreas para la toma de decisiones (Metzger 2003, 2010, Rodrigues *et al.* 2009, 2011, Isaacs 2013, 2014). La efectividad de las medidas de restauración tomadas en el paisaje y su evolución a través de tiempo, puede ser monitoreada usando estos indicadores a través de la definición de ciertos criterios explicados mas adelante. Cada indicador cuenta con su cuantificador, mediante el cual se evalúa la efectividad de la estrategia de restauración y su cuantificador para el monitoreo.

Métodos para el monitoreo de la restauración ecológica desde el paisaje

El primer paso para trabajar la restauración desde lo espacial, es evaluar e interpretar los patrones y las condiciones del paisaje existente y cómo será abordado para la restauración de acuerdo a su situación y el objetivo planteado. Para esto, actualmente se cuenta con una amplia gama de herramientas que permiten la estimación del estado del paisaje y su interpretación, facilitado por la disponibilidad de programas capaces de calcular una gran cantidad de índices que evalúan estos patrones del paisaje. Se cuenta con insumos disponibles desde la cartografía digital para ubicar los diferentes elementos del paisaje y su análisis a través de los programas de cómputo espacial o los Sistemas de Información Geográfica (SIG), sobre los cuales se obtiene información, se procesa y alcanza un resultado para el análisis espacial (Ivits et al. 2002, Ravan et al. 2005).

La cartografía puede ser levantada a través de imágenes satelitales o fotografías aéreas, bajo la interpretación de los componentes de dicha imagen con base en las texturas, formas y colores de las coberturas (fotointerpretación) o por medio de algoritmos automatizados (clasificación supervisada o no supervisada. Para mayor detalle consultar IGAC 2005). La técnica a usar dependerá del presupuesto disponible, el tiempo, la precisión y el detalle que se requiera del estudio. Por ejemplo, las imágenes se escogen de acuerdo a la escala de trabajo implementada, y del objetivo de restauración, si se necesitan imágenes con mucho detalle a una escala local o si se necesitan imágenes de un área general y que no requieren mucho detalle. De acuerdo al tipo de imagen, existen diferentes precios en el mercado, existen algunas imágenes para descarga gratuita como las Landsat para análisis a escala general 1:100.000 (<http://glovis.usgs.gov/>) y MODIS para escalas 1:1.000.000 (<http://earthdata.nasa.gov>) o imágenes disponibles en el Banco Nacional de Imágenes del IGAC (<http://bni.igac.gov.co:81/home/>), adquiridas por medio de convenios interinstitucionales, y que ofrecen imágenes a escalas más detalladas (Anexo 3). Así mismo, si buscamos analizar la presencia de incendios en una zona será posible usar algoritmos automatizados, pero si queremos tener definidas categorías de vegetación natural, y otras coberturas más específicas, será recomendable elaborar el mapa por fotointerpretación y su dibujo por computador en el SIG.

Para el cálculo de las métricas se debe contar con cartografía digital de las coberturas en la zona de interés, la cual está organizada por categorías o clases de cobertura (por ejemplo bosques, herbazales, arbustales, bosques riparios, plantaciones forestales, áreas de quemas, suelos desnudos, ríos, etc.) Con dichos mapas se evalúan dichas métricas a nivel del paisaje y para cada una de las coberturas presentes a través de programas como el *Fragstats*, empleado ampliamente pues su uso es gratuito (Mcgarigal et al. 2012) o la extensión *Patch analyst* para ArcGIS (Rempel et al. 2012), que facilita la integración con el SIG pero tiene el costo del programa asociado.

Para realizar las posteriores comparaciones para monitorear la evolución de la estrategia de restauración, es necesario que la unidad de análisis sea la misma o esté estandarizada, correspondiendo al mismo tipo de cobertura, a la misma escala y levantada con la misma metodología, de lo contrario tendremos insumos que estarían desproporcionados, lo que dificultaría visualizar cambios en el tiempo (Gibbs et al. 2007).

Es importante evaluar aquello relacionado con el disturbio, registrar su frecuencia ya sea raro, recurrente o continuo, cómo se da el avance de las coberturas o si por el contrario ocurre es su destrucción.

Métricas como indicadores para el monitoreo de la restauración ecológica desde el paisaje

Con miras a otorgar una visión de cómo la ecología del paisaje se ha incorporado en los procesos de restauración, a continuación se presenta una recopilación de indicadores centrados en métricas del paisaje para evaluar los patrones espaciales y como estos se enfocan a abordar el monitoreo de la restauración a lo largo del tiempo.

De las métricas que presentan los diferentes programas, existe un grupo que es empleado como indicador de éxito en la restauración, con el fin de evaluar los patrones de las coberturas en el espacio y a través del tiempo (Vargas 2011).

Métricas de estructura

Composición

Se inicia la evaluación a través de un criterio definido como **composición**, que se refiere al número de categorías o clases en el mapa, su relación con toda el área de estudio y su variedad, que se comporta más como una actividad descriptiva de las coberturas presentes en el área de interés (Figura 7). El primer insumo para determinar acciones de restauración será determinar si hay presencia de coberturas intervenidas y de disturbios en la zona de trabajo. En el ejemplo vemos que en dicho paisaje su composición está dada por la presencia de coberturas de bosques, arbustos, matorrales, pastos, cultivos y cuerpos de agua.

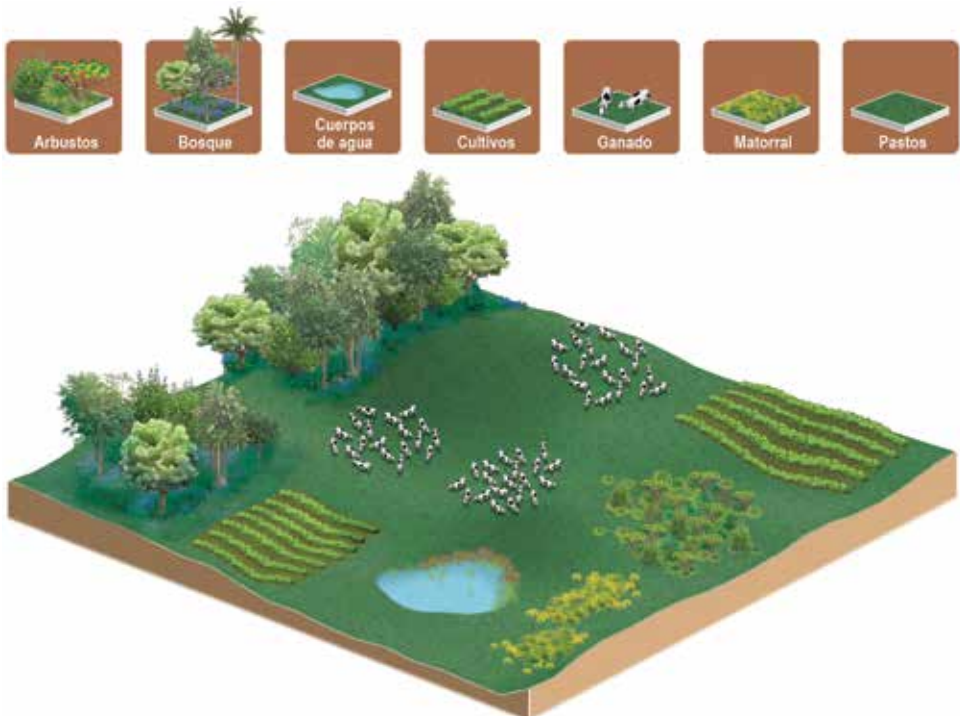


Figura 7. Ejemplo de la composición de un paisaje, de acuerdo a esto, el área está compuesta por coberturas de bosques, arbustos, matorrales, pastos, cultivos y cuerpos de agua.

pastos, cultivos y cuerpos de agua, también se pueden presentar áreas de incendios, erosión, invasión de especies exóticas o cualquier área que se quiera restaurar.

Para evaluar este indicador se buscan aquellos elementos que queremos evitar o cambiar mediante el proceso de restauración, en este caso puede ser la presencia de pastos con ganadería que está afectando la zona de un drenaje, y su monitoreo se realizará verificando que la cobertura cambió a un sistema silvopastoril para mejorar sus condiciones o que cambió de acuerdo a lo planteado en los objetivos y los demás indicadores que siguen.

Configuración

Por sí sola la composición no explica mucho la situación de una zona en particular, para ello se debe complementar su análisis con la evaluación de la **configuración espacial**, la cual busca describir características de los parches y la relación entre estos mediante la evaluación del arreglo, posición y carácter espacial de las coberturas en cuanto a sus tamaños, número de coberturas o parches, forma, área núcleo y borde.

Los tamaños de las diferentes coberturas son el segundo elemento a evaluar. Si contamos con vegetación natural extensa y muy pocas áreas intervenidas, las actividades de restauración van a ser menores o diferentes. Si, por el contrario, tenemos áreas naturales pequeñas y en su mayoría áreas disturbadas, los esfuerzos de restauración van a ser mayores y requerirán acciones diferentes a las de un área mayormente conservada. Así mismo, un paisaje con muchas coberturas o parches de vegetación original separadas entre sí por zonas intervenidas serán más prioritarias para restaurar que una zona con dos coberturas naturales y pocas intervenidas. La extensión y el número de parches van de la mano en los análisis y el estado de un área, y las acciones de restauración a implementar dependerán tanto del número de coberturas naturales.

Número de parches por coberturas

Este indicador corresponde al número de unidades de cada tipo que conforman la zona de interés, ya sea cobertura, ecosistema u otro tipo de atributo. Busca analizar los arreglos del paisaje en riqueza y dominancia (Zambrano *et al.* 2003). Este dato indica la cantidad de fragmentos que ocupan un área y puede tratarse como un indicador de fragmentación del paisaje.

El cuantificador, en este caso es el número de polígonos por tipo de cobertura. De acuerdo a la Figura 8, tenemos en un caso un área de pastos con dos parches de bosque y dos zonas de matorrales. En el otro caso tenemos una zona con cinco parches de bosque, uno de matorrales y una zona de pastos y por último una zona de pastos, dos parches de bosque y uno de matorrales.

De acuerdo a las figuras, sin tener una relación de los tamaños de cada cobertura es difícil evaluar cuáles son sus prioridades de restauración y proporción en el área de estudio. El primer escenario presenta mayor cantidad de área natural a pesar de presentar solo dos parches de bosque; en el segundo caso, a pesar de existir cinco parches de bosque, todos son de tamaño pequeño y están rodeados de pastos; en el tercer caso se tienen dos parches de bosque pero aquí, a diferencia del primero, con un tamaño pequeño y donde las zonas de pastos dominan la zona. En este caso el ejemplo va de menor a mayor fragmentación del paisaje.

Si la restauración está enfocada en recuperar bosques, para los tres casos tenemos la misma composición de tres coberturas; sin embargo, el escenario b) es el más fragmentado porque presenta mayor cantidad de parches de bosque, pero el c)

es el más degradado porque dominan las áreas de pastos, además que hay mucha fragmentación de los bosques. A futuro, el monitoreo debe cuantificar si el número de parches de bosque disminuye y si su área aumenta a través del siguiente indicador.

Tamaño de los parches

Este indicador calcula el área de cada unidad dentro de su zona de análisis, igualmente relacionado con la riqueza y la dominancia. Es una medida asociada a indicadores como extensión y proporción de las coberturas naturales y es esencial para conocer el tipo de intervención que se ha dado en un área y su magnitud. Este indicador se puede emplear, por ejemplo, cuantificando el área quemada en un bosque y su posterior regeneración a lo largo del tiempo, también si desaparece o se dá de forma recurrente. Con fines de monitoreo de restauración se busca evidenciar la evolución de las zonas que se han restaurado, por ejemplo, en el caso de un bosque, se busca que el tamaño de este aumente a través de la regeneración y la inclusión de áreas en donde se ha realizado plantación de árboles. Por otro lado, si se quiere evidenciar la desaparición de áreas afectadas por la invasión de especies exóticas, el indicador busca que el área invadida disminuya o en el caso de un incendio se busca que haya crecimiento de vegetación o que se dé el avance objetivo de restauración en esa zona (Isaacs y Jaimes 2014).

En la Figura 8, se tienen las mismas coberturas y casi en el mismo número de parches que en la figura anterior. Sin embargo, en cuanto a los tamaños las diferencias son significativas. En el primer caso (a) tenemos dos parches de bosque uno de gran tamaño y otro más pequeño y dos parches de matorrales grandes rodeados de una zona de pastos que corresponden más o menos a un 40 % del área. En el segundo caso (b) la pérdida de cobertura natural es mucho mayor ya que se presentan cinco parches de tamaño pequeño, un parche de matorrales y pastos que abarcan un 50 % del área. Por último, el tercer caso presentan solo dos parches de bosque, uno de matorrales y pastos, siendo estos últimos los que dominan la zona.

Este indicador se cuantifica en área en metros cuadrados o hectáreas por cada unidad de cobertura. De acuerdo a la Figura 9, tenemos dos parches de bosque, dos de matorrales, una zona de cultivos y una matriz dominada por pastos. A futuro, el monitoreo busca que, por ejemplo, el área de bosque aumente gracias al crecimiento de los matorrales y de las actividades de restauración que se establezcan en esas zonas, que rodean al parche de 80 ha y que se de regeneración en el parche de 15 ha ya sea por trabajos de enriquecimiento y aumento de la conectividad con plantaciones que busquen unir los dos parches de bosque. Adicionalmente, es deseable que el parche de matorrales de 10 ha vaya pasando a una estructura más boscosa y que igualmente los matorrales incrementen el tamaño de ese parche.

Es importante considerar tamaños máximos y mínimos de las coberturas (McGarigal *et al.* 2012). De acuerdo al objetivo, si se quiere realizar actividades de restauración propiamente dicha, sería bueno contar con paisajes como los de la Figura 8a, en donde se mantiene una gran zona de conservación y coberturas naturales cercanas que permitirían incrementar el área a futuro; el parche grande funcionaría como fuente de germoplasma para restaurar el parche pequeño y permitir el avance sucesional de las zonas de matorrales. En la Figura 8b y c, el escenario sería más de rehabilitación, en donde hay todavía elementos del paisaje naturales y que permitirían restaurar bajo escenarios como corredores, sistemas silvopastoriles o agroforestales que fueran incrementando la extensión y la función de las coberturas naturales.



Figura 8. Ejemplo del número de coberturas presentes en dos zonas, en primer caso (a) dos parches de bosque en verde oscuro, dos zonas de matorrales en verde oliva y una zona de pastos en verde claro. En el segundo caso (b) se presentan 5 parches de bosque, uno de matorrales y una zona de pastos. En el tercer caso (c) se tienen dos parches de bosque, uno de matorrales y una zona de pastos. De acuerdo a esto, se puede determinar que el paisaje (c) está más intervenido y degradado.

Por otro lado, este mismo ejercicio de número de parches y tamaños se debe realizar con las áreas intervenidas y su proporción en el paisaje de acuerdo a su dominancia (Zambrano *et al.* 2003). Si dominan las áreas transformadas, en términos de número de parches, tamaño y parches de tamaño grande, tendremos una **matriz de tipo antrópico** donde se deben incrementar los esfuerzos de restauración encaminados a la rehabilitación o en caso de ser extensivo, a recuperación (UICN 2011).

En la Figura 10 se observa una dominancia en áreas intervenidas diferentes y la presencia de cuatro zonas de vegetación original pero en diferente estado de conservación y de tamaño pequeño. Dependiendo del tipo de vegetación nativa remanente y del tipo de intervención presente, se deben realizar determinadas actividades de restauración, algunas pueden estar encaminadas a disminuir la intervención dentro de cada parche, aumentar su tamaño y la conectividad entre estos y cambiar aquellas actividades productivas intensivas y que representen mayor deterioro para la zona (Isaacs 2013). Para el monitoreo de las áreas transformadas se verifica al igual que para las coberturas nativas, que cambie su composición, tamaño, número de polígonos. Si el objetivo de restauración buscaba eliminar ganadería de las áreas

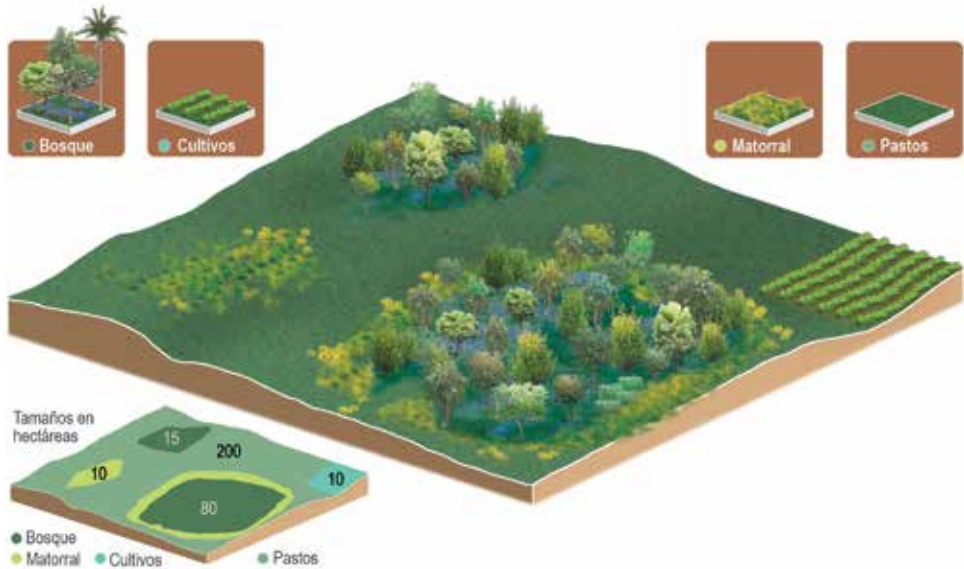


Figura 9. Tamaños de cada cobertura presente; en un paisaje hipotético con 95 ha de bosque, 30 ha de matorrales, 10 ha de cultivos y 200 ha de pastos.

adyacentes a los bosques, el indicador muestra que hubo un cambio de cobertura en esas áreas y por lo tanto un menor tamaño de pastos con ganado.

Por último podemos analizar el tamaño del fragmento o cobertura más grande de la unidad espacial de estudio, relacionado con las unidades más dominantes en el área de análisis y se calcula a partir del número de fragmentos de una unidad y del tamaño de cada uno de estos para cada cobertura. Los parches naturales de tamaños grandes pueden ser deseables para la conservación por mantener la integridad y servicios ecosistémicos y para la restauración, como fuente de germoplasma. Aquellos parches pequeños serían prioritarios para la rehabilitación, si sus condiciones lo ameritan según el objetivo del estudio (Lang *et al.* 2009).

De acuerdo con la Figura 11 se tiene el parche de bosque más grande de 80 ha y 200 ha de pastos. En este caso el área la dominan las áreas intervenidas y lo que se busca por ejemplo es que a través del tiempo el parche de 80 ha aumente su tamaño y disminuyan los pastos de 200 ha, esto con el fin de disminuir la dominancia de los sistemas productivos y aumento de las áreas naturales.

Forma

Las métricas de forma son índices que se relacionan bajo el supuesto de que las coberturas antrópicas, como las parcelas de cultivos, suelen tener formas homogéneas y geométricas (por lo general de tipo cuadrado o circular), mientras que las coberturas naturales tienen formas heterogéneas. La medición más común se fundamenta en la relación existente entre el perímetro multiplicado por la unidad de área, asemejándola a un círculo o cuadrado (Mcgarigal *et al.* 2012). Esta relación es la manera más fácil para calcular el valor del Índice de Forma. Dependiendo de la forma se priorizan acciones de restauración en aquellos lugares que presenten mayor intervención es decir las formas más regulares (por lo general valores de Índice de Forma cercanos a 1).

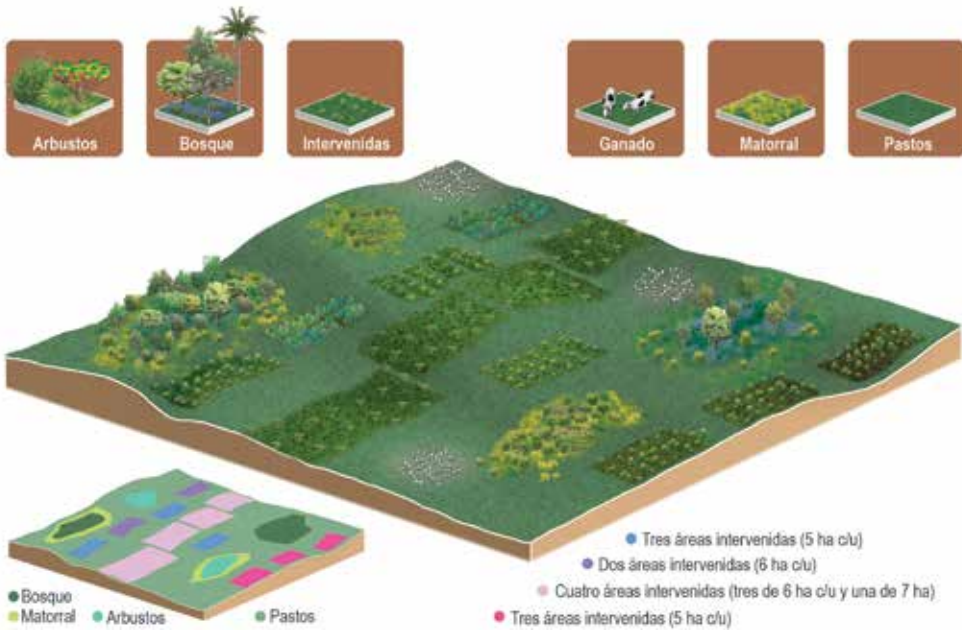


Figura 10. Número de áreas y tamaño de las áreas intervenidas presentes. En el paisaje tenemos una matriz intervenida con diferentes tipos de cultivos y pastos que dominan la zona, nueve coberturas intervenidas, dos parches de bosque y una de matorrales.

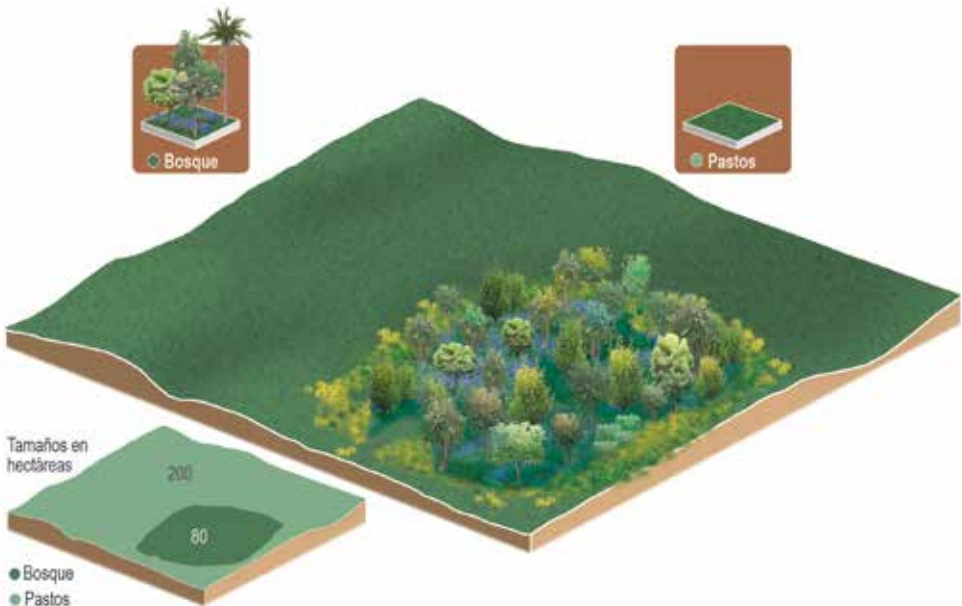


Figura 11. Representación de la presencia del fragmento de bosque con 80 ha y la zona de pastos con 200 ha, en una matriz antrópica.

En el caso de la Figura 12, las coberturas de bosque al tener las formas más irregulares son las que tienen mayor valor del Índice de Forma, mientras que las intervenidas como los cultivos tienen valores cercanos a uno. En este caso, se debe considerar que los bosques con mayor valor de forma también son los de mayor tamaño (usualmente en la realidad corresponden a aquellas zonas de difícil acceso); mientras que el parche de bosque con valor de dos presenta un valor bajo debido a que la intervención lo ha rodeado haciendo que tenga formas regulares. Las medidas de restauración en este caso se deben centrar en incrementar en el perímetro del parche cobertura vegetal, con el fin de que aumente el área efectiva, la conexión entre otros parches cercanos y su valor de forma (Isaacs 2013, Isaacs y Jaimes 2014). En el monitoreo se verificará el avance de la restauración a medida que los valores de Índice de Forma incrementen hacia la irregularidad como las coberturas naturales. De igual manera, la forma busca disminuir el efecto de borde y aumentar el área de interior del parche, lo cual se explicará a continuación.

Núcleo

Para cuantificar este indicador se proponen las métricas de borde, las cuales se relacionan con el área y el perímetro de los parches. Si el área es mayor las coberturas tendrán menor efecto de borde. Por otra parte, el área del parche que se mantiene sin este efecto se conoce como área de interior o núcleo y es la que mejor mantiene los procesos originales del ecosistema. Para el área de interior se cuenta con métricas de núcleo que se relacionan con la cantidad de cobertura natural que queda después



Figura 12. Representación de las métricas de forma en donde se observa que las áreas intervenidas presentan valores más bajos que las naturales. En este caso el bosque que tiene un valor de 6,5 es el más conservado. Mientras que el que tiene valor de dos es mas bajo por estar rodeado de pastos.

del disturbio (Zambrano *et al.* 2003). Al calcular el área núcleo efectiva se puede hacer una comparación entre lo que corresponde al interior de bosque en la actualidad y el tamaño inicial. En el caso de parches pequeños o alargados, la influencia del borde es muy alta e incluso de puede presentar ausencia total de cobertura original de interior (Figura 13). Para el monitoreo, si se incrementa el área del parche, aumenta el área núcleo y disminuye el efecto borde. En el caso de aquellos parches alargados, se busca que las acciones de restauración incrementen el perímetro y el área como se explicó en los índices de forma (García *et al.* 2014).

Métricas de función: conectividad

Para la conectividad, existe otro grupo de métricas que buscan evaluar el grado de fragmentación de las coberturas. Comúnmente esto se hace de forma estructural, evaluando la cantidad de coberturas conectadas y su porcentaje de conexión. Funcionalmente, se realiza con base en requerimientos específicos para la biodiversidad como corredores, sitios de paso, cercas vivas u otros elementos de conexión que puedan utilizar los organismos para su dispersión (Bennet 2006, Mcgarigal *et al.* 2012).

En la Figura 14, hay dos tipos de paisaje. El primero tiene tres parches de bosque, dos matorrales y zonas de pastos. El parche de mayor tamaño corresponde bosque, siendo esta la cobertura predominante. Incrementando el perímetro de los parches de bosque, la regeneración de los matorrales e implementando medidas que promuevan la conectividad entre estos, se puede incrementar el área de las coberturas naturales, su área interior y se puede disminuir el efecto de borde. En la figura se observa que existe conectividad del 55 % y un grado de fragmentación



Figura 13. Zonas de borde y área núcleo en parches de bosque. Se muestra cómo a medida que disminuye el tamaño de los parches es mayor el área de borde y menor el área núcleo, llegando incluso a desaparecer en parches muy pequeños o alargados.

del 45 %, mientras que en el paisaje de la derecha se presenta una conectividad del 15 %. Los parches de bosque son pequeños, distantes, con áreas núcleo pequeñas o ausentes y rodeados por pastos.

Como indicador se mide la distancia entre los parches o fragmentos de cada unidad natural y se analizan las conexiones físicas o la continuidad existente entre unidades espaciales similares o complementarias. Es necesario que lo anterior esté asociado a un análisis de los disturbios estructurales que puedan limitar o favorecer los flujos ecológicos que normalmente ocurren (Zambrano *et al.* 2003).

Usualmente para este indicador se mide la distancia más corta entre parches, pensando que aquellos más cercanos tienen mayor facilidad de conectarse entre sí. Esto cuantifica de manera estructural la conectividad para conocer el estado de fragmentación de los parches. Sin embargo, si se busca implementar acciones de conectividad y determinar cuáles zonas se deben conectar y cómo, es necesario reunir todo este análisis previo de indicadores y construirlo basándose en las necesidades específicas (Gama *et al.* 2013, Tambosi y Metzger 2013).

Una estrategia de conectividad debe evitar zonas como vías, asentamientos humanos, zonas en explotación vigente y cualquier intervención que amenace la integridad de la conectividad. Así mismo, se debe tener en cuenta que la conectividad no solo se remite a tratar de unir fragmentos o áreas naturales mediante corredores, también implica actividades para mejorar las condiciones de los fragmentos (Crooks y Sanjayan 2006, Theobald 2006). Esto implica: 1) permitir el incremento del área del fragmento mediante acciones de restauración o favoreciendo la regeneración natural; 2) eliminar las formas irregulares buscando que los parches sean más redondeados (para disminuir el efecto de borde); 3) mejorar estas condiciones entre los fragmentos



Figura 14. Representación de la conectividad entre dos zonas, siendo la a) aquella más conectada y menos fragmentada que la b) en donde la restauración va a ser mayor.

de mayor tamaño y que estén más cercanos entre si (Figura 15). Se recomienda preferir aquellas zonas de drenajes y cuerpos de agua para aumentar la resiliencia del paisaje (Bennet 2006, Gama et al. 2013, Tambosi y Metzger 2013, García et al. 2014).

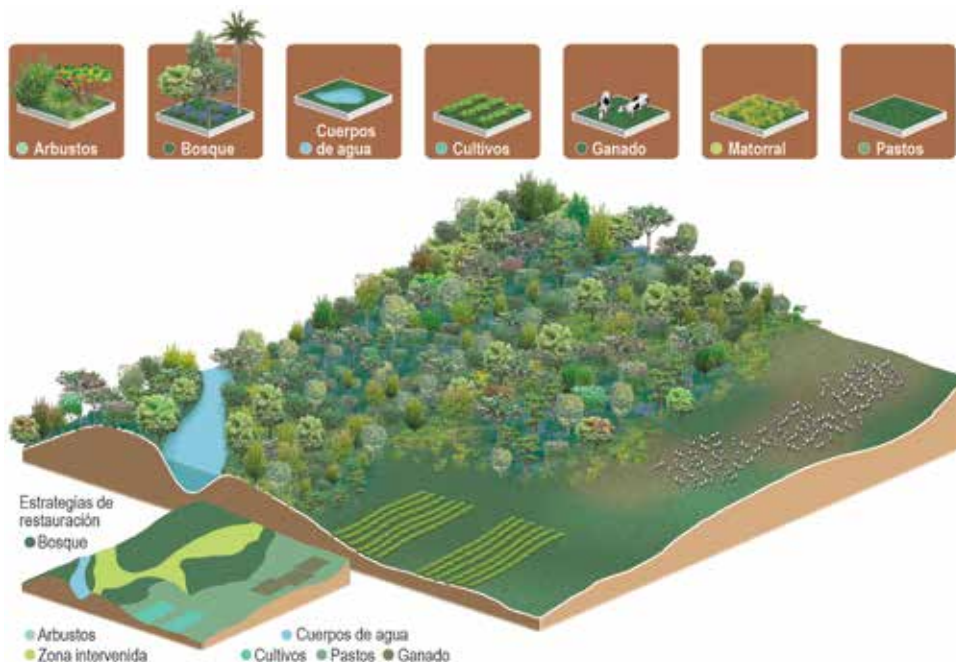


Figura 15. Ejemplo de un paisaje fragmentado en donde se realizaron acciones de restauración con miras a mejorar la conectividad entre los bosques y los matorrales y así disminuir la dominancia de los pastos. En el caso de la conectividad, el monitoreo se debe centrar en evaluar si las distancias entre parches son menores de forma, los valores de conectividad aumenten y que hayan conexiones entre estos.

Recuadro 9

Ejemplo de aplicación de restauración

En un ejemplo hipotético donde el objetivo sea el de restaurar unas áreas de bosque estratégicas en una región de 3.120 ha. Primero se realiza el análisis de la composición y configuración de la zona para determinar las estrategias de restauración y la verificación de su avance de acuerdo a los indicadores mencionados. Esto debe incluir la propuesta del cambio de tipo de producción incluyendo sistemas silvopastoriles y agroforestales en las áreas que rodean los bosques e incrementando la conectividad con cercas vivas y plantaciones de corredores. Los resultados se presentan en la Tabla 10.

Composición: para la zona se reportan un total de 8 tipos de cobertura, bosques densos (zonas de

bosque más conservados sin intervención), bosques secundarios (zonas con recuperación de procesos de intervención), arbustales (zonas donde predominan arbustos naturales), herbazales (zonas de herbáceas naturales), pastos para ganadería, plantaciones de pino, cultivos varios y zonas donde han ocurrido quemadas. El monitoreo reflejará que se incluyeron tres nuevas categorías: sistemas silvopastoriles, agroforestales y cercas vivas y corredores.

Configuración:

Número de parches: De acuerdo a la Tabla 10, se estima el número de parches de bosques densos, secundarios, arbustales y herbazales (90 parches en total). El objetivo de restauración de bosques densos, en este

Tabla 10. Indicadores y cuantificadores de cobertura para la restauración. Se presentan valores de ejemplo.

Criterio	Composición	Configuración							
Indicador	Composición	Presencia de parches	Extensión o tamaño	Áreas transformadas		Fragmento más grande	Forma	Tamaño del núcleo	Conectividad
Cuantificador	Coberturas presentes	Número de parches	Área (Ha)	#	Área (Ha)	Área del parche (Ha)	Valor de forma	Área del núcleo (ha)*	Distancia entre parches*
	Bosques densos	25	300			250	15	100	500 m
	Bosques secundarios	15	550			250	13	150	300 m
	Arbustales	40	125			50	10	25	800 m
	Herbazales	10	50			15	10	20	100 m
	Pastos			85	850	95	2		50 m **
	Plantaciones coníferas			2	25	15	1,5		1200 m
	Cultivos			250	1200	200	1,2		100 **
	Quemas			1	20				

* estas se calculan en promedio para toda el área y para cada uno de los fragmentos, en el caso de toda el área se debe visualizar las varianzas para saber qué tanto varían los tamaños entre sí.

** en este caso, los valores de conectividad son altos porque los cultivos y pastos dominan el área y están cercanos entre ellos, esta es una forma de ver el nivel de fragmentación de las coberturas naturales.

caso, evalúa la presencia de 25 parches de bosque denso y de bosques secundarios. Esta asociado a que en la zona se presenta intervención, lo cual se verifica con la presencia de coberturas intervenidas. Para el monitoreo, a medida que aumenta la regeneración del bosque y se hace efectiva la restauración, el número de parches de bosque denso disminuye y se presentan parches con las nuevas coberturas.

Extensión o tamaño: De acuerdo a la Tabla 10, de las 3.120 ha evaluadas, cerca de un 30 % presenta coberturas naturales, en donde los bosques densos presentan muy poca área. Con las áreas es posible determinar de mejor forma el estado de conservación de la zona, la proporción de cada cobertura y la definición de objetivos de restauración. Los bosques densos presentan una extensión en total de 300 ha, pero repartidas en 25 parches que pueden variar en tamaño; por otro lado los bosques secundarios dominan las coberturas naturales con 550 ha en 15 parches y los arbustales y herbazales presentan 175 ha en total en

50 parches. Es posible evidenciar que los arbustales y bosques densos pueden estar fragmentados por que presentan varios parches, esto se verifica luego en el grado de conectividad y la comparación con los parches más grandes. El monitoreo se debe centrar en cuantificar el aumento del tamaño de los bosques y de las coberturas restauradas.

Áreas transformadas: para las áreas transformadas se hace el mismo análisis que las naturales en términos de número de parches y área. La zona está dominada por coberturas antrópicas con 2.000 ha en donde dominan los cultivos y pastos con 1.200 y 850 ha respectivamente y adicionalmente se encuentran especies exóticas y quemas. De acuerdo al número de áreas, también los pastos y cultivos presentan un elevado número, lo que representa que se presenten varias parcelas separadas y distribuidas por toda el área; los pinos se encuentran en dos parcelas que ocupan 25 ha y una zona de 20 ha de quemas para cultivos. El monitoreo buscará que los tamaños de los sistemas de producción disminuyan

o cambien por los silvopastoriles y agroforestales y que las áreas de quema se revegetalicen. El avance de estas áreas permitirá verificar si las actividades de restauración se están dando de forma correcta, o si hay que implementar acciones de restauración diferentes.

Tamaño más grande: En la Tabla 10, el parche de mayor tamaño es de bosques densos, seguido de zonas de cultivos, con esta información complementaria, ya es posible determinar que de las 300 ha de bosques, uno de los parches es de gran tamaño (250 ha) y las restantes 50 hectáreas corresponden a 24 parches pequeños que requieren acciones de restauración. El monitoreo buscará ver el avance de esos parches grandes, aumentando de tamaño y presentando un cambio en las áreas intervenidas disminuyendo sus tamaños y su tipo de uso.

Forma: en el caso de la Tabla 10, las coberturas intervenidas presentan menores valores que las naturales, lo que sugiere que el bosque denso al tener un valor de 15, es la cobertura que menos intervención presenta, además sumado a que cuenta con un parche de gran tamaño que probablemente no está tan intervenido. De las coberturas intervenidas, los cultivos y plantaciones forestales tienen el menor valor por ser cuadradas. Para el monitoreo, las formas aumentarán su valor para las áreas conservadas y al establecer sistemas agroforestales y silvopastoriles, las áreas intervenidas aumentarán sus formas por la diversificación de los sistemas productivos.

Área núcleo: De acuerdo a la Tabla 10, los bosques densos presentan un área efectiva de 100 ha sin efecto de borde, los bosques secundarios 150 ha, arbustales 25 ha y herbazales 20 ha. En la medida que los parches sean más pequeños la contribución de su área núcleo será menor, así como la integridad de la cobertura. Para aquellos parches de bosques densos que no correspondían al de 250 ha, es posible que su área núcleo sea inexistente, por lo que se debe pensar en trabajos de enriquecimiento, rehabilitación de las coberturas y el incremento de su área efectiva para incrementar así mismo el área núcleo. En el monitoreo se debe verificar que efectivamente su área incremente y que se reduzcan los efectos del borde.

Distancia entre parches: Este indicador muestra que en promedio existe una distancia de 500 m para los bosques densos, una vez más esto comprueba su alto estado de fragmentación y separación entre parches, así como ocurre con los bosques secundarios. Los cultivos y pastos por su parte presentan valores altos de conectividad porque por lo general las áreas productivas son extensivas y continuas y las plantaciones presentan la mayor distancia a tratarse de dos áreas separadas por más de 1 km entre sí. Para el monitoreo, se busca que la distancia entre bosques disminuya a través de las alternativas propuestas, ya que los sistemas silvopastoriles y agroforestales han mostrado ser útiles para reestablecer la conectividad y la recuperación de los bosques, así como las cercas vivas y corredores.

Consideraciones finales

En esta sección se recopilaron las herramientas básicas disponibles del análisis espacial para ser usadas en actividades de monitoreo, con base en el uso de indicadores y las métricas del paisaje. Escoger uno u otro indicador depende del objetivo de restauración, de la zona de interés, del estado del área restaurar y de los insumos disponibles. Sin embargo, dichos indicadores se pueden obtener de diversas formas y pueden ser comparados a lo largo del tiempo para su monitoreo.

Finalmente, el análisis espacial es un insumo base para determinar el plan a seguir dentro de las actividades de restauración. Estas últimas solo se deberían plantear cuando se haya conocido completamente el ecosistema a restaurar.



MONITOREO PARTICIPATIVO E INDICADORES SOCIOECONÓMICOS DE LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA

Zoraida Calle, Mauricio Carvajal y Adriana María Giraldo

En esta sección se discuten dos temas relacionados con la dimensión social de la restauración ecológica: el monitoreo participativo y los indicadores socioeconómicos. Se presentan algunos indicadores socioeconómicos relevantes para la mayoría de proyectos de restauración en aspectos como la generación de empleo y oportunidades de negocio, el fortalecimiento de capacidades locales y la participación de las comunidades en la generación de conocimiento.

El monitoreo participativo en la restauración ecológica

La apropiación de las áreas restauradas, por parte de los pobladores locales, es un requisito para la viabilidad de largo plazo de una iniciativa de restauración ecológica. En otras palabras, un proyecto puede estar bien concebido desde el punto de vista científico y puede estar respaldado por información biofísica sólida, pero si es percibido por la comunidad aledaña como ajeno, amenazante o inadecuado, es probable que los terrenos restaurados no sean respetados por sus vecinos. Varias iniciativas de reforestación en Colombia han fracasado porque los árboles fueron sembrados por operarios que no pertenecían a las comunidades cercanas. Cuando las personas que habitan en el área de influencia de un proyecto no se

Paisaje de un sitio intervenido y causas de su degradación. Talud piloto en La Ceja, Antioquia.
Fotografía: Mauricio Carvajal, CIPAV.





Jóvenes de El Encino, Santander, participando en la caracterización de un bosque de referencia. Fotografía: Adriana Giraldo, CIPAV.

benefician ni siquiera a través de la generación de empleo temporal como mano de obra no calificada, no tienen una motivación fuerte para defender la intervención contra amenazas como incendios, cacería o la extracción ilegal de madera. En cambio, si el proyecto de restauración genera oportunidades de trabajo y espacios para la capacitación, el entretenimiento y la reflexión, se establece un vínculo afectivo con la comunidad que con frecuencia se traduce en la protección del área restaurada.

Así, para lograr una mayor apropiación de las áreas restauradas por parte de los pobladores locales, es deseable que el monitoreo sea llevado a cabo por miembros de las comunidades o grupos locales organizados con un acompañamiento técnico y científico adecuado. Lógicamente, este tipo de monitoreo participativo es posible solo cuando se ha elegido un conjunto de variables que se pueden medir sin necesidad de tener un conocimiento biológico especializado, o si se enseña a los miembros de las comunidades a recolectar especímenes o muestras que puedan ser analizados más adelante por personal científico. Pequeños grupos de adultos, jóvenes y niños pueden ser entrenados para hacer mediciones

de la vegetación, inventarios rápidos de plantas, censos de especies focales de aves, estimaciones de la cobertura del suelo y otras evaluaciones de variables biofísicas del terreno. Esto permite a la vez hacer un uso eficiente de los recursos financieros de los proyectos de restauración al reducir el número de visitas de campo llevadas a cabo por el equipo técnico y profesional.

Es importante mencionar que los beneficios del monitoreo participativo pueden extenderse mucho más allá del proyecto de restauración. A través de la participación en actividades sencillas de monitoreo e investigación, los miembros de las comunidades adquieren herramientas para la generación de conocimiento. La evaluación repetida de los sitios que están siendo intervenidos obliga a los participantes a agudizar su capacidad observación, a hacer comparaciones entre sitios, a formular preguntas, a sacar sus propias conclusiones sobre la eficacia de los métodos de restauración empleados y a proponer ajustes para mejorar estos métodos.

Un proceso de monitoreo comunitario donde se forma un grupo estable de personas que llevan a cabo las mediciones y evaluaciones es también un medio para el fortalecimiento de las capacidades locales. El monitoreo obliga a los participantes a recorrer las áreas, a seguir un método de evaluación preestablecido, a registrar una serie de datos numéricos y, en algunos casos, a hacer análisis sencillos de estos datos. Todas estas actividades fortalecen la disciplina y la capacidad de concentración y pueden convertirse en espacios comunitarios amenos e interesantes.

Lógicamente, el investigador o restaurador encargado del proyecto debe entrenar muy bien al equipo que llevará a cabo las mediciones. Esto implica participar en las primeras jornadas de monitoreo, ayudar a resolver todas las dudas que surjan al comienzo del proceso, evaluar en forma permanente la precisión de las mediciones y de la transcripción de los datos y hacer los ajustes necesarios para garantizar la calidad de los registros del monitoreo.

La dimensión social de la restauración ecológica

La ciencia de la restauración ha hecho un esfuerzo considerable por entender los aspectos biofísicos que inciden sobre las áreas degradadas. Sin embargo, en muchas sociedades, y particularmente en los países menos desarrollados, los factores de tipo social y cultural determinan el éxito de la restauración en mayor medida que los factores biofísicos. Un metanálisis de 89 evaluaciones de proyectos de restauración que fueron llevados a en una amplia gama de ecosistemas en todo el mundo mostró que el mayor impacto de la restauración se ha logrado en los ecosistemas terrestres tropicales (Rey Benayas *et al.* 2009). Este hecho sugiere que la restauración tiene un potencial significativo para mejorar los medios de vida de las comunidades humanas en las regiones de más alta biodiversidad. Dado que el entorno social tiene una importancia crítica para definir la viabilidad y los impactos potenciales de la restauración ecológica, el diseño de cualquier iniciativa de restauración debería incluir los siguientes aspectos:

- Un análisis de los factores humanos relacionados con la degradación, destrucción o daño del sitio.
- Una valoración de las limitaciones que impone y las oportunidades que ofrece el entorno social.
- Una comprensión de las preferencias, gustos y expectativas de las comunidades con relación al proceso de restauración.

La participación social se puede dar en diferentes niveles en los proyectos de restauración ecológica. Las comunidades locales pueden participar en forma directa en la ejecución de proyectos de restauración, como resultado de lo cual se generan empleo local y oportunidades de negocio y capacitación. También es posible que las iniciativas de restauración incorporen o apliquen el conocimiento ecológico tradicional de las comunidades (Sinisterra *et al.* 2011). En algunos casos, los grupos locales pueden estar involucrados en la generación de conocimiento para la restauración ecológica a través de procesos de investigación participativa (Calle *et al.*, 2011). A veces la restauración es una iniciativa endógena de las comunidades, en donde el personal técnico y científico y las entidades del sector ambiental son invitados a colaborar en vez de ser los gestores

Evaluación de la estructura de la vegetación y la cobertura del suelo en el ecosistema de referencia para la restauración de un talud en la vía Concordia - Betulia por trabajadores de campo locales.
Fotografía: Mauricio Carvajal, CIPAV.





Medición de la cobertura de dosel en el talud piloto de la vía Concordia - Betulia.
Fotografía: Mauricio Carvajal, CIPAV.

directos del proceso (Giraldo *et al.* 2014). Independiente del nivel al cual se dé la participación, es necesario garantizar que las comunidades aledañas participen de los beneficios directos de la restauración ecológica. El empleo local o las oportunidades de negocio que surgen a través de un proceso de restauración no solo impactan favorablemente la economía de las familias vecinas sino que a la vez contribuyen a crear un sentido de pertenencia y orgullo hacia las áreas restauradas.

Por otra parte, las iniciativas de restauración pueden generar oportunidades de capacitación local. Una comunidad que entiende las causas de la degradación ambiental y los efectos de la restauración tendrá un mayor compromiso con la protección de las áreas intervenidas y probablemente cambiará las prácticas de uso de los recursos naturales que condujeron a la degradación. En el caso de los manglares se considera que los dos factores principales que determinan el éxito en el diseño de un proyecto de restauración son las condiciones del hábitat (hidrología y herbivoría, entre otros) y la participación de las comunidades locales desde el inicio de la iniciativa de restauración (Bosire *et al.* 2008). La participación comunitaria le concede mayor legitimidad a los proyectos, aumenta la probabilidad de que el uso futuro del ecosistema sea sostenible y mejora el cumplimiento de las medidas regulatorias que protegen a los manglares restaurados (Ronnback *et al.* 2007).

Entrevistas a beneficiarios y estudios de percepciones

Un metanálisis de los beneficios socioeconómicos de la restauración ecológica (Aronson *et al.* 2010) encontró que solo 3 % de 1582 estudios publicados entre 2000 y 2008 había destinado recursos económicos a hacer entrevistas, en tanto que 88 % de los estudios aplicaron mediciones instrumentales en el monitoreo. El desbalance que revelan estas cifras es sorprendente si se tiene en cuenta que con un costo reducido es posible recopilar información muy útil a partir de entrevistas a las personas afectadas por la degradación de los ecosistemas o a los beneficiarios de los proyectos de restauración. La comparación de las percepciones de la población local antes y después de una intervención de restauración puede proporcionar datos cuantitativos y realistas sobre los impactos socioeconómicos de un proyecto con un costo menor que el que implica monitorear ciertas variables ambientales. Por otra parte, la información que proporciona un estudio de esta naturaleza es útil para incorporar la visión, gustos y expectativas de la comunidad aledaña en el proyecto de restauración. El recuadro 10 presenta las preguntas guía de una entrevista diseñada para evaluar los impactos sociales de proyectos de restauración de terrenos severamente erosionados.

Recuadro 10

Modelo de entrevista para beneficiarios de proyectos de restauración (evaluación de impactos sociales)

Proyecto COLCIENCIAS

Efectos biofísicos y socioeconómicos de la restauración ecológica de áreas severamente degradadas, basada en estructuras biomecánicas

Objetivo: recopilar información sobre los siguientes aspectos de los proyectos de restauración llevados a cabo por CIPAV:

1. Historia de uso de la tierra
2. Descripción del problema de erosión severa que fue objeto de la intervención
3. Percepciones de los beneficiarios sobre las causas del problema de erosión severa
4. Efectos sociales y ambientales negativos del problema de erosión
5. Opiniones y conocimientos de los beneficiarios sobre las alternativas para solucionar el problema de erosión severa
6. Opiniones sobre la intervención de CIPAV
7. Beneficios o impactos sociales y ambientales positivos de la intervención de CIPAV

Preguntas guía

Preferiblemente para adultos.

¿Cómo era este sitio antes de que ocurriera el daño o desastre (derrumbe, deslizamiento, reptación o agrietamiento)?

Por favor, cuéntenos sobre los usos que tuvo este sitio antes del desastre o daño. Indagar sobre los usos anteriores de la tierra (ganadería, agricultura, minería) hasta conocer en qué época se deforestó el sitio. Incluir el máximo detalle posible sobre el manejo.

¿Qué ocurrió en el sitio (derrumbe, deslizamiento, reptación o agrietamiento)? Escribir la descripción detallada, usando en la medida de lo posible las palabras de los entrevistados.

¿Cuáles fueron las causas del daño o desastre (derrumbe, deslizamiento, reptación o agrietamiento)?

¿Cuándo y cómo se formó? ¿Hubo algún aviso o señal previa (por ejemplo agrietamiento, temblor, reptación)?

Por favor describa cómo quedó el sitio después del daño o desastre.

¿Cómo afectó el daño o desastre a la comunidad aledaña? Tener en cuenta lo siguiente:

- Daños a vías o caminos y número de usuarios de la vía o camino
- Daños a acueductos y número de usuarios del acueducto
- Daños a escuelas y otras obras de infraestructura y número de alumnos o usuarios afectados
- Daños o destrucción de viviendas, y número de familias afectadas
- Daños a tierras agrícolas y ganaderas, número de fincas y área total afectada
- Afectación de microcuencas
- Otros efectos negativos, sociales o ambientales

En su concepto, ¿qué tipo de obras se deberían haber hecho para resolver el problema? (por ejemplo, muros de contención, gaviones, canalización de drenajes, revestimientos de concreto, reforestación, pantallas, cubrimiento con geotextiles)

¿Cree que la intervención de CIPAV fue correcta o incorrecta para enfrentar el problema? ¿Por qué?

¿Qué beneficios tuvo la intervención de CIPAV?

Tener en cuenta reducción de riesgos sobre vías, caminos, acueductos, viviendas, otra infraestructura, tierras productivas y bosques; afectación estética (belleza paisajística); efectos sobre la calidad de vida de las comunidad (distancias de recorridos, calidad de infraestructura, capacidad productiva de la tierra).



Los alumnos de noveno grado de la Institución Educativa Indígena de El Mesón en Morales, Cauca, participan en la caracterización de un fragmento de bosque. Fotografía: Lorena Piedrahita, CIPAV.

Indicadores socioeconómicos de la restauración

Como ya se mencionó en el capítulo 1 *Introducción al monitoreo en la restauración ecológica*, los indicadores son variables o parámetros de un sistema que se miden repetidamente a lo largo del tiempo para documentar cambios en una condición específica. Egan y Estrada (2013) proporcionan un listado detallado de indicadores socioeconómicos que son considerados relevantes para proyectos de restauración forestal. La selección de los indicadores adecuados para un proyecto específico debe tener en cuenta el contexto regional y cultural y los objetivos de restauración.

Los indicadores pueden medir dimensiones de los proyectos tales como la participación colaborativa, los impactos y resultados económicos, el apoyo del público a la iniciativa de restauración o los impactos de la divulgación, educación y entrenamiento (Egan y Estrada 2013; Tabla 11). La Tabla 12 presenta algunos indicadores socioeconómicos que son usados por la Fundación CIPAV en el monitoreo de proyectos de restauración de bosques y de áreas afectadas por erosión severa y deslizamientos.

Por otra parte, los indicadores relacionados con el aumento en la generación de bienes y servicios ambientales no han sido utilizados suficientemente para entender y documentar los impactos socioeconómicos de la restauración ecológica. Es necesario estimar los impactos de mediano y largo plazo de los proyectos en términos del número de personas que se benefician de la reducción de riesgos tales como deslizamientos e inundaciones o el incremento en la generación de bienes y servicios ambientales en el área recuperada.

Tabla 11. Indicadores socioeconómicos básicos para proyectos de restauración de bosques (adaptado de Egan y Estrada 2013).

Criterio	Indicador	Cuantificadores
Participación colaborativa	Personas involucradas o representadas en los proyectos de restauración	Número de individuos y grupos de beneficiarios involucrados en el diseño, implementación y monitoreo del proyecto
Sostenibilidad comunitaria	Generación de oportunidades de negocio	Número de empresas locales creadas a través del proyecto
Impactos y resultados económicos	Generación de empleo	Número de miembros de la comunidad empleados Número de jornales o empleos generados en el proyecto
Apoyo a la restauración	Compromiso de la comunidad local con el monitoreo	Número de personas que participan voluntariamente en el monitoreo
Fortalecimiento de capacidades locales	Participación de los jóvenes en el logro de los objetivos del proyecto Oportunidades de entrenamiento	Número de jóvenes que participan en el proyecto Número de trabajadores y miembros de las comunidades entrenados

Tabla 12. Algunos indicadores socioeconómicos usados en el monitoreo de proyectos de restauración (Fuente: Área de Restauración Ecológica, Fundación CIPAV).

Indicador: generación de empleo y oportunidades de negocio.

Escala temporal	Cuantificadores
Corto plazo	Número de jornales que se invierten en el proceso de restauración Número de personas beneficiadas con oportunidades de negocio Ingresos generados a través de negocios la producción de plántulas o insumos
Mediano plazo	Número de negocios que persisten después de finalizar la ejecución del proyecto
Largo plazo	Número de negocios estables que persisten en el tiempo (viveros comunitarios, oferta de servicios de siembra y mantenimiento de plantaciones)

Indicador: fortalecimiento de capacidades locales y generación de conocimiento

Escala temporal	Cuantificadores
Corto plazo	Número de personas capacitadas a través del proyecto de restauración Número de actores locales involucrados en procesos de monitoreo o investigación en las áreas en proceso de restauración
Mediano plazo	Número de personas que cambian su modo de generación de ingresos gracias al aprendizaje de técnicas de restauración
Largo plazo	Número de personas o grupos comunitarios en capacidad de asesorar a otras comunidades en procesos de restauración Compromiso de la comunidad vecina con el área restaurada (iniciativas de protección, educación ambiental y uso sostenible)

Consideraciones finales

La joven disciplina de la restauración ecológica ha puesto más énfasis en los aspectos biofísicos de la recuperación de los ecosistemas degradados que en entender y superar las barreras sociales que impiden que la restauración sea exitosa. En las primeras décadas de su desarrollo, la restauración ecológica estuvo estrechamente relacionada con la recuperación de tierras abandonadas. Un mensaje implícito en esta noción era que las comunidades rurales debían abandonar físicamente el territorio para que las tierras degradadas pudieran ser recuperadas. Varias iniciativas estatales y privadas de restauración de bosques tuvieron, y siguen teniendo, como punto de partida la compra de tierras privadas, bajo el supuesto de que la recuperación de los bosques solo es posible sin las personas. Sin embargo, poco a poco se abre paso una visión diferente, en la cual la restauración complementa diversas formas de producción y uso sostenible del territorio y las comunidades rurales pueden asumir diferentes grados de protagonismo en la restauración. El monitoreo es un claro ejemplo de una actividad en la cual la participación de las comunidades beneficia y fortalece la restauración ecológica. Paralelamente, es fundamental avanzar en la documentación de indicadores socioeconómicos que permitan medir los impactos que la restauración tiene sobre las comunidades a diferentes niveles.



EL MONITOREO DEL SUELO EN LOS PROCESOS DE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA: INDICADORES, CUANTIFICADORES Y MÉTODOS

Camila Pizano y Jorge Curiel Yuste

“De esa delgada capa de suelo que cubre el planeta depende la supervivencia o extinción de la gran mayoría de los organismos terrestres” (Doran y Zeiss 2000).

Ecología del suelo e indicadores en procesos de restauración ecológica

El suelo, como el agua y el aire, es un componente integral del ambiente que constituye uno de los recursos naturales más importantes (Arshad y Martin 2002). De su adecuado manejo depende no solo el desarrollo sostenible y la capacidad de alimentar a una población humana cada vez más numerosa, sino también la recuperación y el funcionamiento de los ecosistemas naturales y sus servicios ecosistémicos a nivel local, regional y global (Glanz 1995, Doran 2002). Sin embargo, los inventarios mundiales indican que casi un 25 % de los suelos a nivel global han sido degradados debido a la erosión, la contaminación atmosférica, la agricultura y la ganadería extensivas, la deforestación, la salinización, la urbanización y la desertificación (Oldeman 1994, Doran 2002, Gisladottir and Stocking 2005, Bai et al. 2008). De hecho, la degradación de los suelos y la pérdida de sus servicios ecosistémicos es uno de los problemas ambientales más serios que enfrenta el planeta (Lal 1997), por lo cual su restauración y monitoreo son esenciales.

Los suelos son la base de toda comunidad vegetal, agrícola o natural y constituyen espacios tridimensionales donde interactúan constantemente factores físicos, químicos y biológicos (Figura 16). En un perfil de suelo se puede contemplar una primera capa superior donde se encuentra la gran mayoría de la actividad biológica y la materia

orgánica de suelo (horizonte O), seguida por una capa de suelo orgánico y mineral donde todavía hay muchas raíces pero hay mejor actividad biológica (horizonte A), una capa de suelo mineral o subsuelo donde se acumulan los materiales y minerales que se han eluviado de capas superiores (horizonte B) y en el fondo el sustrato (horizonte C) y la roca parental (Figura 16). Las numerosas funciones del suelo incluyen sostener la producción vegetal, regular el clima y el agua, almacenar nutrientes y carbono, controlar desechos y contaminantes, proveer el espacio vital para una enorme diversidad de organismos, archivar la historia de uso y cobertura vegetal del suelo, y servir de espacios conectores (Burger y Kelting 1999, Arshad y Martin 2002). Estas

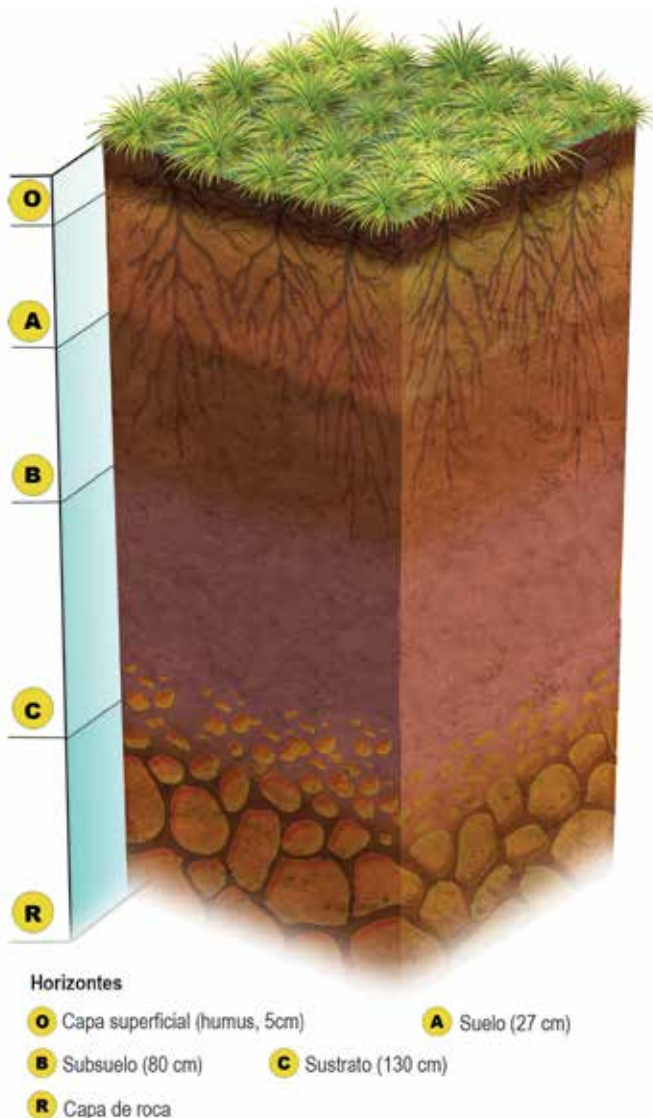


Figura 16. Esquema de un perfil donde se muestran los principales horizontes que conforman un suelo.

funciones son altamente vulnerables a los disturbios y pueden tomar mucho tiempo en recuperar las trayectorias predisturbio en procesos de restauración. Por ejemplo, las reservas de carbono y nitrógeno de los suelos se pierden rápidamente con disturbios como el arado de la tierra, pero pueden tomar siglos en recuperarse (Bentham *et al.* 1992). En contraste, la productividad vegetal generalmente en zonas donde ha habido un disturbio alcanza niveles parecidos a aquellos de los sistemas naturales en unos pocos años (e.g. Hansen y Gibson 2014).

En este contexto, la restauración ecológica de ecosistemas degradados depende directamente de la recuperación de la salud del suelo, sus interacciones con el agua y la vegetación, y su capacidad de sostener el funcionamiento de los ecosistemas (Arshad y Martin 2002). Los suelos degradados se caracterizan por haber perdido la comunidad vegetal que existía previa al disturbio y su estructura original, reflejado en un incremento en la densidad aparente o una compactación y una reducción en la estabilidad de sus agregados e infiltración del agua (McKinley *et al.* 2005, Li y Shao 2006). Adicionalmente, los suelos de ecosistemas degradados se caracterizan por almacenar menos materia orgánica, lo que se traduce en una menor capacidad de retención hídrica y una reducción de reservas de carbono y nutrientes, lo cual resulta en una menor biodiversidad microbiana y una actividad biológica limitada (McKinley *et al.* 2005). La degradación de los ecosistemas está también asociada a un proceso de acidificación del suelo (reducción de pH) que limita la disponibilidad de nutrientes para las plantas, que puede llegar a provocar en escenarios extremos la liberación masiva de elementos tóxicos para las plantas como el aluminio o el hierro (Stuhrmann *et al.* 1994).

La meta de la restauración debe ser entonces la de recuperar la "calidad" o "salud" del suelo, definida como la capacidad de un tipo de suelo para funcionar, dentro de parámetros naturales o de manejo, de mantener la productividad vegetal y animal, la calidad del agua y el aire, y mantener la salud humana y el hábitat (Karlen *et al.* 1997, Doran y Zeiss 2000). Para ello, es necesario identificar aquellos indicadores útiles para hacer un seguimiento fiable en el tiempo de la capacidad de recuperación de las funciones ambientales de los suelos de ecosistemas en proceso de restauración (Arshad y Martin 2002). Sin embargo, por la naturaleza del suelo, existe una enorme diversidad de indicadores, tanto de carácter físico y químico, como biológico (McKinley *et al.* 2005, García *et al.* 2012) (Tabla 13), utilizados en la evaluación de la recuperación de la salud del suelo.

La tarea más importante es, por tanto, seleccionar aquellos indicadores de recuperación de los suelos de los cuales se pueda extraer una mayor cantidad de información sobre el estado de recuperación de salud del suelo. Varios autores (Arshad y Coen 1992, Doran y Parkin 1994, Gregorich *et al.* 1994, Larson y Pierce 1994, Karler *et al.* 1997, Martin *et al.* 1998, Arshad y Martin 2002) han propuesto que los indicadores que se deben utilizar en el monitoreo de la restauración de suelos deben ser de tipo físico y químico (materia orgánica, profundidad de la capa superior del suelo, estabilidad de agregados, textura, densidad aparente, infiltración, pH, conductividad eléctrica, respiración del suelo, y disponibilidad nutrientes). Sin embargo, otros autores argumentan que a pesar de que estos parámetros pueden guiar decisiones de manejo, ninguno es indicativo de la manera dinámica en que los suelos responden al disturbio, ya que no incluyen ninguna medida de actividad biológica en los mismos (Harris 2003). Es fundamental entonces obtener información sobre la biodiversidad y actividad de la comunidad de organismos del suelo, las cuales son determinantes en los procesos ecológicos y de estructuración del suelo (Harris 2003).

Tabla 13. Indicadores físicos, químicos y biológicos para medir la calidad del suelo (Arshad y Coen 1992, Doran y Parkin 1994, Gregorich *et al.* 1994, Larson y Pierce 1994, Carter *et al.* 1997, Karler *et al.* 1997, Martin *et al.* 1998, Arshad y Martin 2002, Harris 2003, McKinley *et al.* 2005, Gros *et al.* 2006, García *et al.* 2012)

Crterios	Indicador	Relación con las funciones del suelo	Cuantificador
Físicos	Textura del suelo	Retención y transporte de agua, minerales y químicos; erosión del suelo	% de arena, limo y arcilla
	Densidad aparente	Retención y transporte de agua, minerales y químicos, estructura del suelo, facilidad de emergencia para las plantas	Densidad aparente (g/cm ³)
	Profundidad del suelo	Potencial productivo de las plantas (volumen para enraizamiento) y de erosión	Profundidad del suelo (cm)
	Estabilidad de agregados	Erosión potencial, estructura del suelo, facilidad de emergencia de las plantas, infiltración de agua	Estabilidad de agregados (%)
	Infiltración	Retención y ciclaje de agua	Velocidad de infiltración (mm/h)
	Materia orgánica	Define la fertilidad y la estructura, la retención de pesticidas y agua, y el potencial productivo del suelo	% de materia orgánica
Químicos	pH	Disponibilidad de nutrientes, absorción de pesticidas, actividad química y biológica del suelo, límites para el crecimiento de las plantas y actividad microbiana	pH (0 a 7)
	Conductividad eléctrica (CE)	Actividad microbiana y de las plantas, límites para el crecimiento de las plantas y la actividad microbiana, define la estructura del suelo y la infiltración del agua	CE (dS/m)
	Capacidad de intercambio catiónico (CEC)	Fertilidad del suelo, potencial productivo	CEC (Cmol _c /kg)
Biológicos	Biomasa microbiana	Potencial catalizador microbiano y reposición de carbono y nitrógeno	Biomasa microbiana de carbono (mg C/g)
	Biodiversidad y composición de la comunidad microbiana (metagenómica)	Integridad y función biológica del suelo, potencial catalizador microbiano y reposición de carbono y nitrógeno	Número o diversidad de especies, índices de diversidad, número de secuencias, biomasa de diferentes tipos de organismos, y respiración de suelos entre otros
	Actividad enzimática	Potencial y actividad catalizadora microbiana, ciclaje y disponibilidad de nutrientes	Mmol/kg suelo/h o µg/gh para cada tipo de enzima

Criterios	Indicador	Relación con las funciones del suelo	Cuantificador
Biológicos	N potencial mineralizable	Productividad del suelo y aporte potencial de nitrógeno	$\mu\text{mol N/g}$ o mg N/kg
	Respiración del suelo	Actividad biológica del suelo	$\mu\text{mol/m}^2\text{s}$ de CO_2
	Productividad vegetal	Productividad potencial, disponibilidad de nutrientes	Biomasa vegetal ($\text{kg/m}^2\text{año}$)

Ante esta diversidad, es necesario identificar indicadores apropiados de recuperación de suelos. Los buenos indicadores de recuperación de salud de suelos deben: 1) integrar información sobre procesos físicos, químicos y biológicos; 2) ser fáciles de medir e interpretar en campo; 3) ser aplicables a un amplio rango de ecosistemas y condiciones; 4) ser muy sensibles a los cambios que sufre el suelo en procesos de degradación y recuperación; y 5) estar relacionados con procesos a nivel del ecosistema (Abreu *et al.* 2009, García *et al.* 2012).

Dado que varios indicadores se relacionan entre sí (Tabla 14), lo más adecuado, por tanto, es seleccionar aquellos que son fáciles de medir y dan una información integral. Por ejemplo, el pH es indicativo de propiedades físicas como la materia orgánica, químicas como la disponibilidad de nutrientes en el suelo, y biológicas como la actividad microbiana (Tabla 14), es sensible, fácil y económico de medir (Abreu *et al.* 2009). Es además indicativo de la toxicidad por aluminio, la cual es definitiva para el crecimiento de las plantas en suelos tropicales antiguos como los oxisoles (Cleveland *et al.* 2003, 2011), donde se encuentran la mayoría de las áreas de bosques tropicales de tierras bajas a restaurar. Otro indicador importante de salud de un suelo es su grado de agregación y estructura (Li y Shao 2006, Page-Dumroese *et al.* 2006). Los agregados del suelo son los grumos de las partículas del suelo que se mantienen unidos por la arcilla húmeda, la materia orgánica (como las raíces), por compuestos orgánicos (de bacterias y hongos) y por hifas de los hongos. Estos agregados varían de tamaño de $2 \mu\text{m}$ de diámetro hasta aproximadamente 2mm de diámetro y están formados por partículas de diferentes tamaños. Los agregados del suelo son esenciales para el almacenamiento de agua y aire, los microbios, nutrientes, y la materia orgánica. Un suelo con muchos agregados es un suelo más estable y menos susceptible a la erosión. Como se demuestra en la Tabla 14, el grado de agregación de un suelo puede albergar información integral sobre el estado de salud y la recuperación del suelo. En contraste, la densidad aparente, si bien da información muy valiosa sobre el grado de estructuración de un suelo (Li y Shao 2006, Page-Dumroese *et al.* 2006) y por tanto de aeración, no da suficiente información sobre la agregación de las partículas del suelo (Lal 2006).

Además de la selección adecuada de indicadores de restauración, los suelos no se deben considerar como elementos aislados sino como parte de sistemas complejos, ya que hay una fuerte interrelación entre los suelos y las plantas que determina procesos y ciclos a nivel del ecosistema (Jonasson *et al.* 1999, Herrick *et al.* 2006, Bardgett y Wardle 2010, Aponte *et al.* 2013, Pregitzer *et al.* 2013). Es decir, el monitoreo de los suelos debe ser en cualquier caso paralelo al monitoreo del crecimiento y estado de salud de la vegetación establecida. Por otro lado, la dominancia de ciertas plantas en el proceso de restauración puede cambiar la

Tabla 14. Relación entre indicadores de calidad del suelo (basado en Arshad y Martin 2002)

Indicador	Otros indicadores relacionados
Estabilidad de agregados	Materia orgánica, actividad microbiana, textura, nutrientes
Infiltración	Materia orgánica, estabilidad de agregados, conductividad eléctrica
Densidad aparente	Materia orgánica, profundidad del suelo, actividad biológica
Biomasa microbiana/respiración	Materia orgánica, estabilidad de agregados, densidad aparente, pH, textura
Disponibilidad de nutrientes	Materia orgánica, pH, profundidad del suelo, actividad microbiana (mineralización e inmovilización)
pH	Disponibilidad de nutrientes, actividad microbiana, materia orgánica, toxicidad por aluminio

composición de la comunidad microbiana (Yu *et al.* 2005, Yannarell *et al.* 2011), el pH y la disponibilidad de, y formas de nitrógeno (amonio, nitrato, nitrito) y otros nutrientes (fósforo y potasio) en el suelo (Mitchell *et al.* 1999, Jandova *et al.* 2014), así como el ciclaje de carbono y nutrientes en el sistema (Ehrenfeld 2003, Lindsay y French 2005, Weidenhamer y Callaway 2010). Así mismo, hay plantas que producen compuestos alelopáticos en sus raíces, los cuales no solo impiden el crecimiento de otras plantas, sino que también modifican las propiedades químicas del suelo (Gómez-Aparicio y Canham 2008, Kim y Lee 2011, Ruckli *et al.* 2014). Estas características se han reportado para varias especies exóticas invasoras que son abundantes en áreas de disturbio que son de prioridad para la restauración (Yu *et al.* 2005, Weidenhamer y Callaway 2010, Yannarell *et al.* 2011, Jandova *et al.* 2014).

A la hora de elegir un indicador de recuperación también hay que tener cuidado con la elección de indicadores que puedan señalar una recuperación engañosamente temprana de las funciones del suelo (Bentham *et al.* 1992). Por ejemplo, las poblaciones de lombrices y la biomasa total de microorganismos del suelo se pueden recuperar rápidamente, pero la biodiversidad y composición de las comunidades microbianas del suelo pueden tomar muchos años en recuperarse (Bentham *et al.* 1992, Curiel Yuste *et al.* 2012).

Finalmente, existe el reto de definir cómo se mide el éxito de la restauración ecológica. En la literatura se han propuesto dos enfoques: retornar las condiciones a aquellas que caracterizan al ecosistema de referencia o maximizar la eficiencia del ecosistema con respecto a su función (Harris 2003). En general, se utiliza el primero ya que lo que se pretende es retornar el ecosistema a una trayectoria similar al estado predisturbio. De esta manera, el primer paso en cualquier proceso de restauración es identificar esos ecosistemas de referencia, los cuales deben estar en la misma zona de vida, tipo de suelo y condiciones climáticas que la localidad a restaurar (Ruiz-Jaen y Mitchell Aide 2005, Herrick *et al.* 2006). La meta entonces no es solo establecer una comunidad vegetal similar a la de la zona de referencia en la zona de restauración, sino recuperar también la función y los procesos ecológicos del ecosistema asociados al suelo (Herrick *et al.* 2006, Hansen y Gibson 2014).

Inventario y monitoreo del suelo en un proceso de restauración ecológica: la implementación del monitoreo, su eficacia, eficiencia, validación y concordancia

El monitoreo del suelo no solo se refiere al suelo como tal, sino también a los recursos combinados de agua, vegetación y terreno (Arshad y Martin 2002). Por lo tanto, el monitoreo del suelo debe hacerse paralelo al de la vegetación y los recursos hídricos. Los pasos fundamentales sugeridos para el monitoreo del suelo son:

- 1. Selección de las áreas de muestreo:** el muestreo debe incluir tanto zonas de disturbio o restauración como zonas de referencia donde está el ecosistema original en el mejor estado posible de conservación, pero dentro de la misma zona ecológica, tipo de suelo o caudal hídrico (Arshad y Martin 2002). Esto debe basarse en los criterios de restauración y manejo establecidos desde el principio de cualquier proceso de restauración (Li y Shao 2006).
- 2. Selección de los indicadores de salubridad a medir:** los indicadores sugeridos son pH, densidad aparente, nivel de agregación, profundidad del suelo, materia orgánica, capacidad de intercambio catiónico, disponibilidad de nutrientes (P, Ca, Mg, K), carbono y nitrógeno total, biomasa total y biodiversidad de organismos del suelo (Arshad y Martin 2002). Dado que los análisis de suelos pueden resultar costosos, lo sugerido es tomar un mínimo de cuatro indicadores que incluya pH, un indicador químico, un indicador físico y uno biológico.
- 3. Diseño del muestreo de los suelos:** para maximizar la solidez estadística de los resultados, lo ideal es tener al menos tres sitios (réplicas) por cada tipo de sistema. Por ejemplo, tres parches de bosque y tres potreros en restauración. La elección de parches tiene que tener en cuenta la variabilidad espacial a nivel de paisaje en cuanto a roca madre y estructura de la comunidad vegetal. Si una u otra, o ambas, varían dentro del espacio sujeto a estudio, se debe contemplar el establecimiento de parches de muestreo en diferentes tipos de litologías o estructuras vegetales.

En cada parche se debe tomar un número de muestras de suelo con objeto de cubrir la enorme heterogeneidad espacial interior del parche tanto en patrones fisicoquímicos (textura, densidad aparente, pH) como bioquímicos (materia orgánica, contenido de nutrientes) de los suelos (Abreu *et al.* 2009, Barba *et al.* 2013). El número de muestras dependerá del presupuesto que se tenga para realizar los análisis posteriores de suelo. Óptimamente, un estudio de la recuperación de la salud del suelo debería estar precedido de un estudio de la heterogeneidad y la dependencia espacial de los indicadores. La dependencia espacial surge de una serie de fenómenos ordinarios, por ejemplo que las áreas cercanas pueden ser químicamente similares porque comparten el mismo lecho de roca o la misma vegetación. El uso de un diseño de malla regular (Figura 17a) minimiza el problema, incluso permite generar permutaciones espaciales para corregir por la dependencia espacial (Barba *et al.* 2013). Por tanto, se recomienda utilizar un diseño de malla regular para el muestreo en lugares donde no se conoce previamente bien la heterogeneidad espacial del suelo.

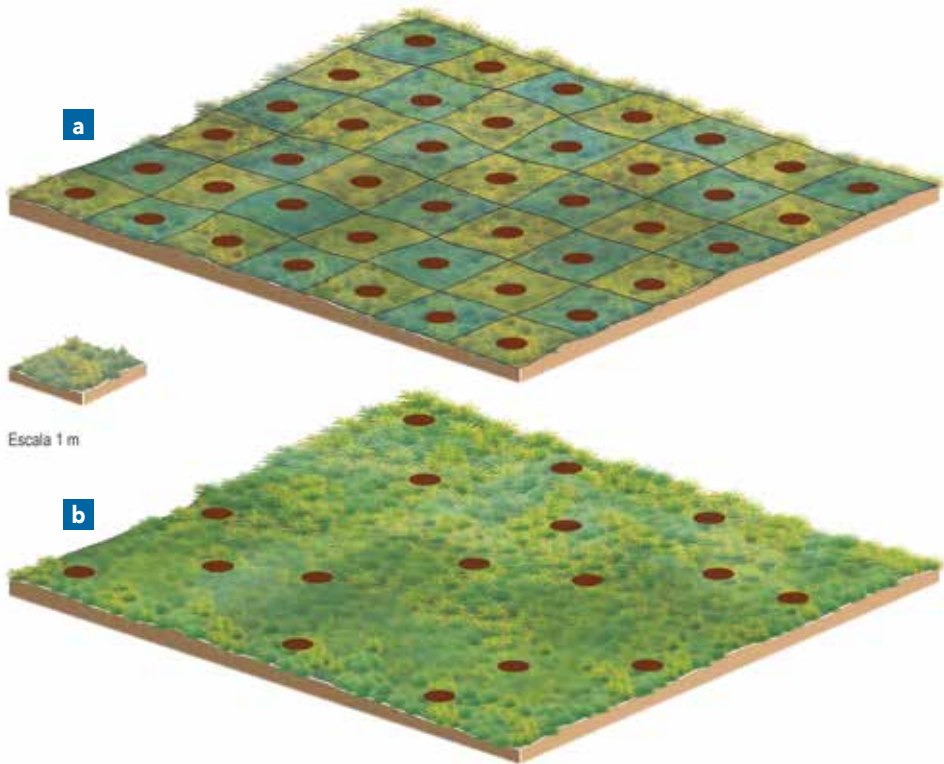


Figura 17. Esquema de cómo se debe hacer el muestreo de suelos en un sitio en particular. El cuadrado representa el sitio de muestreo (e.g. un potrero) y los puntos los lugares donde se deben tomar las muestras de suelo. a) Diseño de malla regular, y b) diseño aleatorio. El tamaño de la cuadrícula en el diseño de malla regular dependerá del tamaño del terreno y el presupuesto que se tenga para tomar las muestras. Lo ideal es que se cubra la mayor proporción del terreno que se pretende muestrear y que la cuadrícula se divida en cuadrados de tamaño regular. Se debe tomar el mismo número de muestras en el ecosistema de referencia y el lugar de restauración.

En caso de limitaciones presupuestarias, las muestras se deben tomar al menos 1 m una de la otra aleatoriamente y esparcidas dentro de la localidad a muestrear (Figura 17b). Este tipo de muestreo es más sencillo y más barato, sin embargo produce menos información sobre la heterogeneidad espacial de los suelos.

Cada muestra se debe tomar con un barreno de suelo a una profundidad de 20-30 cm (Abreu *et al.* 2009) (Figura 18). Antes de tomar la muestra se debe remover la capa superficial de vegetación y hojarasca del punto de muestreo (un círculo de diámetro aproximado de 30 cm). Cada muestra se debe tomar con el mayor cuidado para que mantenga su integridad (Figura 18); una vez tomada, la profundidad del suelo, determinada por la capa superior de color oscuro, se debe medir con una regla (Figura 18). Cada muestra debe ir dentro de una bolsa plástica nueva y completamente limpia (Figura 18), que se debe marcar con la fecha, el lugar de colecta, y el número de muestra. Es recomendable utilizar bolsas plásticas con cierre de tipo *ziplock*. La muestra dentro de la bolsa sellada debe almacenarse dentro de una nevera de icopor con hielo. Si el suelo está muy suelto, las muestras



Figura 18. Esquema de cómo se deben sacar las muestras de suelo con el barreno para suelos. Después de enterrar el barreno en el suelo a una profundidad aproximada de 30 cm (1-4), éste se debe girar (5) y sacar del suelo con mucho cuidado (6 y 7). Posteriormente, se mide la profundidad del suelo con una regla (8) y se guarda cada muestra en una bolsa plástica nueva o completamente limpia (9) para ser guardada en una nevera portátil y posteriormente en el congelador (10). Finalmente, se realiza el análisis químico (11).

se deben envolver en papel aluminio para que mantengan su integridad. Las muestras se deben congelar lo más pronto posible después del muestreo.

4. **Conservación y manipulación de muestras:** las muestras se deben mantener congeladas hasta ser llevadas al laboratorio. Si se van a realizar análisis genéticos de suelos, es necesario refrigerar mas no congelar las muestras. Los análisis a realizar debe incluir pH, materia orgánica, nutrientes (P, Ca, Mg, K), carbono y nitrógeno total, capacidad de intercambio catiónico, densidad aparente, y biomasa total y biodiversidad de organismos del suelo (Tabla 15). Hay varios laboratorios de suelos en el país donde se realizan estos análisis. Entre los mejores se encuentran el del Instituto Geográfico Agustín Codazzi y la Universidad Nacional sede Bogotá y sede Medellín.

Consideraciones del muestreo

El propósito del muestreo de los suelos dentro del monitoreo de la restauración es poder medir cuantitativamente cómo se recuperan las propiedades y procesos ecológicos asociados a los suelos y sus interacciones con la vegetación y el agua.

Tabla 15. Indicadores de calidad del suelo y unidades de medición.

Indicador	Unidades de medición
pH	0 a 14
Densidad aparente (g/cm ³)	0 a 3
Profundidad del suelo (cm)	0 cm a varios metros
Materia orgánica (%)	0-100 %
Capacidad de intercambio catiónico (cmol (+)/kg)	0-50
Disponibilidad de nutrientes (mg/Kg)	Varía según el nutriente en cuestión y el tipo de suelo a analizar
Carbono y Nitrógeno total (%)	0-100 %
Biomasa total de microorganismos del suelo (% C o N proveniente de microorganismos, C/N o análisis de ácidos grasos de fosfolípidos)	0-100 % , de 0 a 1 (C/N), o μmol/g
Biodiversidad de microorganismos del suelo (número de secuencias o especies, índices de diversidad)	Los índices de diversidad como los de Shannon y Simpson (los más usados) varían entre 0 y 1. El número de especies o de secuencias puede variar de 0 a miles o millones

Para esto es esencial determinar los valores o límites críticos a los que deben llegar y dónde se deben mantener los indicadores para asegurar un funcionamiento normal del suelo (Arshad y Martin 2002). Dado que cada suelo y cada ecosistema es diferente, lo más importante para poder realizar el monitoreo es identificar áreas donde exista el ecosistema original de referencia. Estas áreas deben estar dentro de la misma unidad de suelo y bajo las mismas condiciones de clima que la zona de restauración para que los indicadores en ambas zonas sean comparables (Arshad y Martin 2002, Harris 2003, Ruiz-Jaen y Mitchell Aide 2005, Herrick *et al.* 2006). Varios autores han propuesto que el límite crítico que indica una recuperación de las propiedades del suelo es que estas estén apenas un 20 % por debajo o por encima de los valores de la zona de referencia (Arshad y Martin 2002). Sin embargo, hay indicadores que toman un largo tiempo en restaurarse, por lo cual la mínima detección de cambio puede indicar una recuperación. A continuación se mencionan algunas consideraciones que se deben tener en cuenta para tomar medir y determinar la recuperación de los indicadores del suelo.

Tipos de información y capacidad de detección

Cada indicador de calidad del suelo tiene unidades particulares y un rango definido aunque algunos como la profundidad, la disponibilidad de nutrientes y la biodiversidad de los suelos pueden variar significativamente dependiendo del tipo de suelo (Tabla 15). Así mismo, hay indicadores para los cuales es más difícil detectar los cambios asociados al proceso de restauración. Por ejemplo, los indicadores estructurales como la densidad aparente pueden tomar décadas o hasta siglos en recuperarse (Webb 2002, McKinley *et al.* 2005, Page-Dumroese *et al.* 2006, Zhang *et*

al. 2010), por lo cual es difícil detectar cambios en este tipo de indicadores en ciertos tipos de ecosistemas. Al contrario, indicadores como la disponibilidad de nutrientes (Zhang *et al.* 2010) y la biomasa total de microorganismos del suelo (Bentham *et al.* 1992, Zhang *et al.* 2003, Harris 2003, McKinley *et al.* 2005) generalmente muestran cambios en un tiempo relativamente corto de restauración. Es clave tener en cuenta que estas generalizaciones no aplican a todos los suelos, ya que el tiempo de recuperación de cada indicador depende y es diferente para cada tipo.

Errores de muestreo

A pesar de que tomar muestras de suelos es relativamente simple, es indispensable tener en cuenta el diseño del muestreo para obtener medidas representativas de indicadores de calidad del suelo. Lo más importante, como se ha mencionado anteriormente, es identificar el ecosistema de referencia ubicado en la misma zona de vida y tipo de suelo que la zona de restauración (Ruiz-Jaen y Mitchell Aide 2005, Herrick *et al.* 2006). Lo siguiente es asegurarse de que se tomen el mismo número de muestras en la zona de referencia y de restauración, de manera que se utilice el mismo esfuerzo de muestreo en ambas. Así mismo, es fundamental que las muestras cubran lo mejor posible la variabilidad dentro del área del sitio de muestreo (Figura 17) para asegurarse de que abarquen la heterogeneidad espacial típica de los suelos (Stoyan *et al.* 2000, Ettema y Wardle 2002). Los errores más frecuentes en estudios de suelos son la toma de muy pocas muestras en lugares puntuales dentro de los sitios de muestreo con muy poca o ninguna cobertura del territorio, lo cual resulta en medidas muy variables que no son representativas del mismo.

Otro aspecto importante que se debe tener en cuenta en los muestreos de suelo, y en particular si se quieren tomar medidas biológicas del mismo (e.g., biomasa o biodiversidad de organismos del suelo; Tabla 13) o realizar estudios de metagenómica, es la refrigeración de las muestras (Lombard *et al.* 2011). Lo anterior porque al momento de tomar la muestra se interrumpe la estructura del suelo y se cambian las condiciones microclimáticas de los poros donde habitan los organismos del suelo y hay un alto riesgo de que se degraden moléculas como el ADN, el ARN y las enzimas. Es fundamental asegurarse entonces de que las muestras sean refrigeradas y congeladas lo más rápido posible después de ser tomadas en campo (Tabla 16). Hay que tener en cuenta que si se van a hacer análisis metagenómicos del suelo, es necesario refrigerar, mas no congelar las muestras. Si la refrigeración y el congelamiento de las muestras no es posible, no se deben tomar indicadores biológicos del suelo, ya que la degradación de los organismos muertos y moléculas biológicas generalmente dan resultados equívocos sobre la composición y la diversidad de las comunidades microbianas del suelo (Wintzingerode *et al.* 1997). En la Tabla 16 se hacen recomendaciones para los demás indicadores de calidad del suelo.

Duración y costo del estudio

Como se ha mencionado anteriormente, debido a la alta variabilidad espacial de las variables biogeoquímicas de los suelos, es importante tomar el mayor número de muestras posible tanto en localidades de referencia como de restauración. Como mínimo se deberían tomar seis muestras en cada localidad de cada tipo de hábitat (referencia y restauración). La duración del muestreo depende de la velocidad con que se tome cada muestra y la distancia entre sitios de muestreo, pero en general es

Tabla 16. Indicadores de calidad del suelo y requisitos adicionales para la toma de cada uno.

Indicador	Requisitos en la toma de la muestra
pH	Ninguno
Densidad aparente (g/cm ³)	Se puede tomar con un cilindro de volumen específico, el cual debe utilizarse con sumo cuidado para que el suelo no pierda su estructura al momento de la toma de la muestra. Si se va a medir en el laboratorio posterior a la toma de muestras, no es necesario que la muestra mantenga su integridad estructural
Profundidad del suelo (cm)	La muestra de suelo debe sacarse con sumo cuidado para que no pierda su integridad estructural y se pueda medir la profundidad con precisión. De manera alternativa, la profundidad se puede medir haciendo una cárcava donde se pueda ver el perfil del suelo (Figura 16)
Materia orgánica (%)	Las muestras deben refrigerarse hasta el momento del análisis para que la materia orgánica de la muestra no se degrade
Capacidad de intercambio catiónico (cmol (+)/kg)	Ninguno
Disponibilidad de nutrientes (mg/Kg)	Las muestras deben refrigerarse hasta el momento del análisis para que los nutrientes volátiles como el nitrógeno no se pierda de la muestra
Carbono y Nitrógeno total (%)	Las muestras deben refrigerarse hasta el momento del análisis para que los nutrientes volátiles como el nitrógeno no se pierda de la muestra, y las moléculas de carbono (e.g. azúcares) no se degraden
Biomasa total de microorganismos del suelo (% C o N proveniente de microorganismos, C/N o análisis de ácidos grasos de fosfolípidos)	Las muestras deben refrigerarse y congelarse hasta el momento del análisis para que las moléculas biológicas no se degraden
Biodiversidad de microorganismos del suelo (número de secuencias o especies, índices de diversidad)	Las muestras deben refrigerarse hasta el momento del análisis para que las moléculas biológicas no se degraden

sencillo y puede tomar desde un par de horas hasta un par de días. Lo importante es tomar las muestras con el mayor cuidado posible, refrigerarlas y congelarlas hasta poder llevarlas al laboratorio más cercano.

El precio de los análisis de laboratorio por muestra oscila entre \$ 40.000 (USD 20) y \$ 150.000 (USD 75) dependiendo del tipo de análisis que se quiera realizar. Dado que es posible que las muestras tengan que ser enviadas a la ciudad más cercana donde se encuentre el laboratorio, el número de muestras se debe decidir en base al presupuesto que se tenga para los análisis y el envío de muestras al laboratorio más cercano.

Metas e indicadores a corto, mediano y largo plazo

Los suelos interactúan de manera compleja con las plantas y el medio ambiente por lo cual es fundamental que el monitoreo del suelo se haga dentro de un esquema que considere el ecosistema como un todo (Bentham *et al.* 1992). Dado que hay características de los ecosistemas que se recuperan más rápido que otras, las metas de la restauración deben ser a corto, mediano y largo plazo. Esto quiere decir que el monitoreo de suelos debe hacerse como parte integral de un seguimiento integral de los procesos de restauración.

A corto plazo (1-3 años) se ha reportado la recuperación de indicadores como la productividad primaria (Mitchell *et al.* 1999, Baer *et al.* 2002, Matamala *et al.* 2008, Martin *et al.* 2013, Hansen y Gibson 2014) y la biomasa y actividad total de la comunidad de organismos del suelo (Bentham *et al.* 1992, Zhang *et al.* 2003, Harris 2003, McKinley *et al.* 2005). Esto quiere decir que en pocos años la meta es que se recupere la cobertura vegetal y la biomasa total de organismos del suelo, a pesar de que la composición de ambas comunidades tome más tiempo en recuperarse. De hecho, a mediano plazo (hasta 10 años) varios estudios reportan una recuperación en la materia orgánica (Harris 2003, Tejada *et al.* 2006) y la composición de las comunidades microbianas del suelo (Bentham *et al.* 1992, Zhang *et al.* 2003, Harris 2003, McKinley *et al.* 2005). Finalmente, el pH (Zhang *et al.* 2003, Bautista-Cruz *et al.* 2012), la densidad aparente (Bentham *et al.* 1992, Li y Shao 2006, Hansen y Gibson 2014), la porosidad, infiltración y estabilidad de agregados (Li y Shao 2006, Gros *et al.* 2006) también los contenidos de carbono y nitrógeno total (Brye *et al.* 2002, Baer *et al.* 2002, Zhang *et al.* 2003, Hansen y Gibson 2014) alcanzan niveles parecidos a los de predisturbio en el largo plazo (mas de 10 años).

Sin embargo, es importante recalcar que la recuperación de los indicadores mencionados depende del tipo de ecosistema que se esté restaurando ya que los suelos, las comunidades vegetales y las condiciones ambientales varían ampliamente. Por ejemplo, en los bosques montanos (Bautista-Cruz *et al.* 2012) y los páramos (Abreu *et al.* 2009) se ha reportado que la recuperación de los suelos puede tardar siglos.



PLATAFORMAS DE MONITOREO PARA VEGETACIÓN: TOMA Y ANÁLISIS DE DATOS

Roy González-M., Andrés Avella y Julián E. Díaz-Triana

En actividades de restauración ecológica, una de las principales técnicas para revertir los efectos de la degradación en los ecosistemas disturbados por acciones antrópicas considera la incorporación de especies vegetales tanto para mitigar, sanear y reemplazar condiciones adversas para impulsar la recuperación y el recubrimiento vegetal de las áreas degradadas (Márquez-Huitzil 2005, Vargas 2007, Barrera *et al.* 2010). El monitoreo permanente de la vegetación es considerado como el seguimiento continuo, en un tiempo y espacio definidos, de las acciones desarrolladas para contrarrestar los efectos de determinado disturbio y su propósito principal es la obtención de información útil desde tres criterios: estructura, composición y función. Con lo anterior se pretende: Evaluar la trayectoria del proceso de restauración, con relación a los criterios del ecosistema de referencia y ayudar en la selección de técnicas adaptativas para aseguren el éxito del las medidas de restauración ecológica adoptadas (Díaz-Martín 2007) (Figura 19).

De acuerdo con Vallauri *et al.* (2005), no es viable la restauración ecológica sin el monitoreo permanente, en el caso particular de la vegetación, debido a que el seguimiento continuo de la trayectoria que toma determinado proceso de restauración y el área disturbada contribuye a conocer el éxito de las acciones desarrolladas, además permite identificar las fallas en los procesos y plantear con celeridad posibles medidas adaptativas para optimizar esfuerzos técnicos y económicos en busca de los objetivos planteados.

El monitoreo permanente de la vegetación debe responder esencialmente a la necesidad de información del proceso de restauración objeto de análisis. La calidad de la información obtenida a través del monitoreo depende de qué tan precisa sea para demostrar los resultados conseguidos con las acciones de restauración en el corto, mediano y largo plazo.

Sin embargo, en Colombia son limitados los procesos de restauración que contemplan el monitoreo permanente (Murcia y Guariguata 2014) y por lo general presentan un diseño incipiente que carece de rigor estadístico (Block *et al.* 2001). Por lo anterior, es importante que el monitoreo contemple el método de muestreo estadísticamente representativo para generar datos útiles sobre los fenómenos subyacentes a los resultados de la restauración. Adicionalmente, se debe resaltar

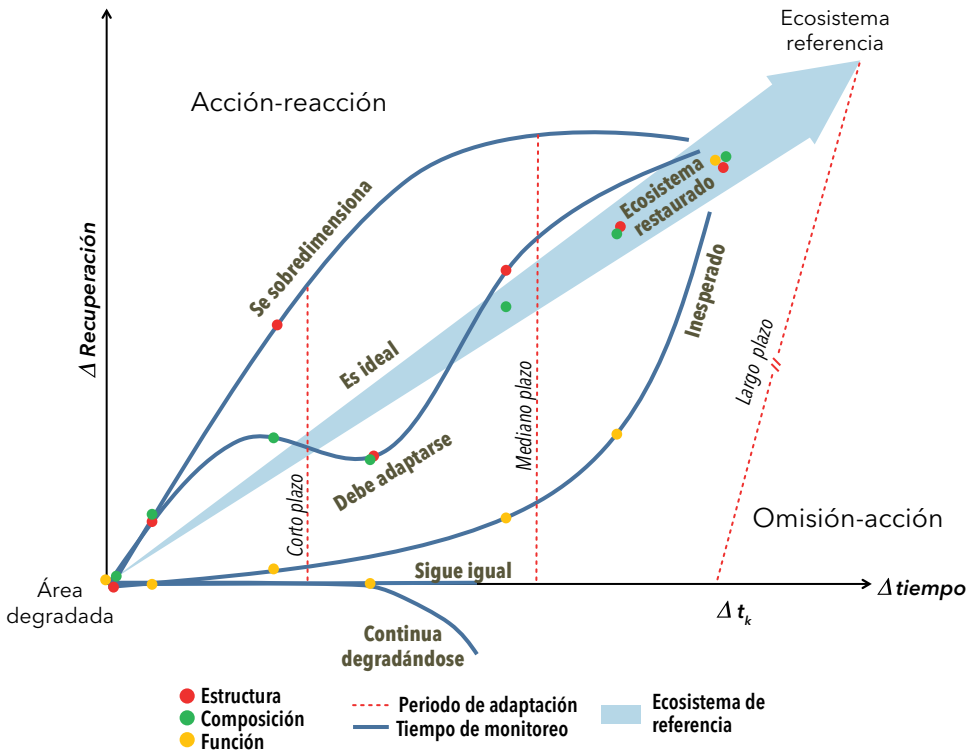


Figura 19. Monitoreo permanente de la vegetación en procesos de restauración ecológica para la selección de estrategias adaptativas en el corto, mediano y largo plazo (elaboración propia).

que no es posible concebir el monitoreo sin definir previamente los métodos a implementar, puesto que una adecuada descripción e implementación metodológica, con técnicas confiables, fáciles de replicar y que impliquen bajos costos, hacen al monitoreo realizable en la práctica y útil al momento de evaluar la trayectoria que toma determinado proceso de restauración (Valluari *et al.* 2005).

En los ecosistemas terrestres la vegetación es el elemento que define muchos aspectos de la estructura, composición y función de los mismos, además de ser el componente por el cual se define la sucesión en la restauración ecológica. Por ejemplo, en las acciones de restauración ecológica es la vegetación la que se interviene (siembra, trasplante o control) y a partir de la cual se diseñan muchas de las estrategias para acelerar la sucesión natural (Block *et al.* 2001), así como la recuperación del área degradada (Márquez-Huitzil 2005). Por consiguiente, los objetivos de monitoreo deben tener relación en un corto y mediano plazo con la evaluación y establecimiento de los cambios estructurales de la vegetación y en el largo plazo a las posibles repercusiones en aspectos funcionales del ecosistema, que podrán significar más adelante el alcance de otros objetivos de restauración (Herrick *et al.* 2006). En los procesos de restauración ecológica, la asistencia continua y el manejo adaptativo son fundamentales; sin embargo, en la práctica no son aplicables eficientemente sin un sistema de monitoreo que brinde información oportuna y se dirija a la toma de decisiones en los procesos.

Durante la última década, en nuestro país se han destinado esfuerzos para la elaboración de guías metodológicas útiles en el desarrollo de procesos de restauración ecológica en ecosistemas degradados (e.g. Camargo 2007, Vargas 2007, Barrera et al. 2010, Puentes et al. 2012). La mayoría de autores coinciden en que uno de los pasos fundamentales en cada proceso de restauración es el diseño de una plataforma permanente para el monitoreo, en la que se evalúen aspectos relacionados con la evolución del ecosistema y los resultados de los diseños propuestos (e.g. Vargas 2007, 2012, Barrera et al. 2010). De acuerdo con Vargas (2007, 2012) y Gonçalves y Mariano (2013), una de las mejores estrategias para hacer seguimiento a un proceso de restauración es establecer desde un principio los criterios apropiados para el monitoreo, a través de métodos estandarizados que permitan medir variaciones de los indicadores en el tiempo y el espacio. Sin embargo, en la actualidad no se cuenta documentos metodológicos o directrices específicas e ilustrativas para el monitoreo permanente de la vegetación con respecto a las acciones de restauración, rehabilitación o recuperación de ecosistemas degradados.

Esta sección presenta una serie de recomendaciones para el monitoreo permanente de la vegetación, aplicables a cualquier proceso de restauración con especies vegetales, a escala local y sobre ecosistemas degradados. Aquí se adaptan algunas de las técnicas presentadas en la serie de métodos para estudios ecológicos a largo plazo de Vallejo et al. (2005), también se incluyen varias de las las especificaciones propuestas por Camargo (2007), Vargas (2007) y Barrera et al. (2010).

Consideraciones sobre el muestreo

Antes de iniciar con el establecimiento de una plataforma de monitoreo permanente y la toma de información en los diferentes procesos de restauración ecológica, es importante responder a las siguientes preguntas: ¿cuál es la mejor forma de muestrear?, ¿qué métodos existen para planificar el muestreo?, y ¿cuál es el tamaño mínimo de una muestra para el monitoreo permanente de la vegetación?

Cada técnica de restauración ecológica, con especies vegetales, responde a un objetivo particular de manejo (Barrera et al. 2010). Sin embargo, en la mayoría de los casos el uso de especies vegetales, independiente a la estrategia de restauración o del marco de plantación, pretenden mitigar o controlar los efectos de los disturbios (Vargas 2010). Así, la selección de la forma de muestreo debe estar directamente relacionada al tipo de disturbio y de ecosistema.

Existen diferentes métodos para la selección de una forma de muestreo, a partir de parámetros estadísticos (Sokal y Rohlf 1980, Clifford y Taylor 2008, Figura 20), así como basado en aspectos ecológicos (Matteucci y Colma 1982, Krebs 1989). Dentro de las técnicas estadísticas más utilizadas se destacan:

- 1. Métodos sistemáticos:** corresponden a diseños con patrones regulares que minimizan los costos y optimizan el tiempo de establecimiento de una plataforma de monitoreo, cuando las condiciones del área objeto de estudio son homogéneas; sin embargo, restringen la precisión de la medida considerada.
- 2. Métodos aleatorios:** son ideales en plataformas para escalas locales, donde las condiciones ambientales, edáficas e hídricas, son bastante homogéneas. La

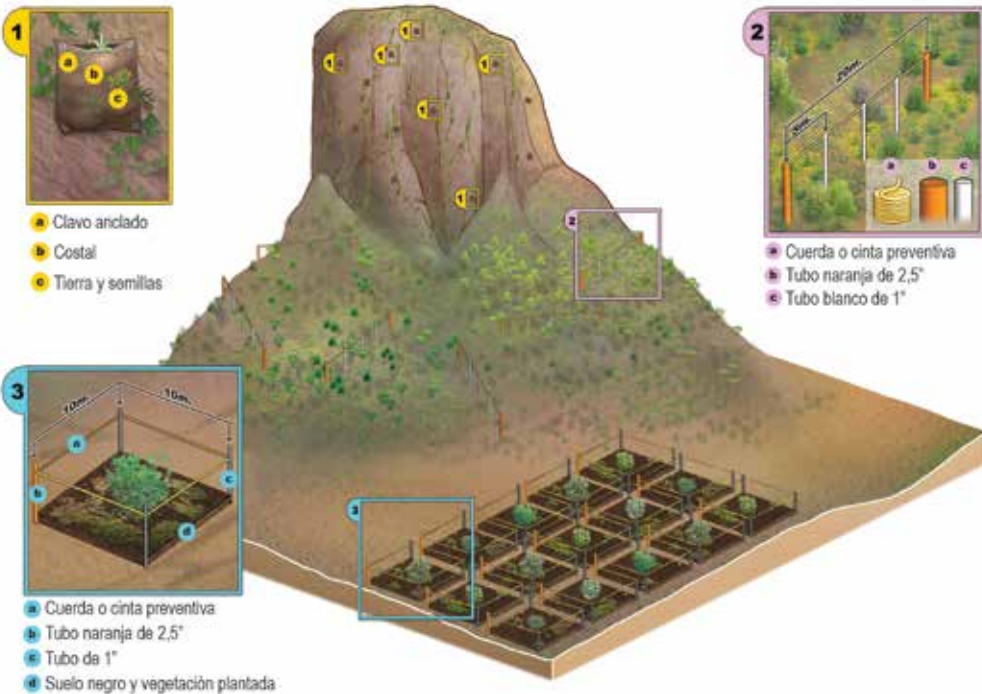


Figura 20. Ejemplos de los métodos de muestreo estadístico convencionales. 1) muestreo aleatorio, 2) muestreo estratificado y 3) muestreo sistemático.

variación de los resultados en los cuantificadores medidos no son atribuidas a estos factores.

3. Métodos aleatorios estratificados: se recomienda cuando se presenta una heterogeneidad marcada de las condiciones ambientales, edáficas, hídricas, y debido a la no factibilidad de control de estas condiciones. Son útiles para seleccionar las unidades dependiendo el factor de cambio.

Definida la forma de muestreo es importante seleccionar el número de muestras y repeticiones. La mayoría de pruebas estadísticas consideran para esta estimación tres parámetros fundamentales para determinar el número adecuado de muestras: normalidad, independencia y homogeneidad de la varianza en la variable de entrada para el diseño (Schmidt 2005, Clifford y Taylor 2008). Las tablas estadísticas sobre las cuales se contrastan estas pruebas asumen un mínimo de 30 observaciones. Teniendo en cuenta que las unidades muestrales son parcelas permanentes de monitoreo, en ausencia de otra información el número de parcelas recomendadas por tipo de ensayo sería 30 (Goldsmith *et al.* 1986). Sin embargo, Mendiburu (2005) menciona que una regla útil para definir el número de réplicas (parcelas) necesarias es considerar como mínimo 10 grados de libertad (11 parcelas). No obstante, para establecer el número de parcelas requeridas en cada diseño a partir de métodos estadísticos, con mayor exactitud y que no implique costos elevados, se sugiere implementar la técnica de premuestreo y cálculo de una muestra, a través del error muestral, el nivel de confianza y la varianza (Mostacedo y Fredericksen 2000).

Pese a la eficiencia de los métodos estadísticos y las pruebas para determinar unidades a muestrear, es común encontrar limitaciones presupuestales y de tiempo en estudios ecológicos a largo plazo, como es el caso del monitoreo a procesos de restauración ecológica. Por tal motivo, Mostacedo y Fredericksen (2000) recomiendan implementar parámetros ecológicos para definir las unidades de muestreo, entre ellos las curvas de área-especie y especie-distancia, que mantienen la representatividad del estudio y evitan gastos excesivos en tiempo y dinero, conservando la calidad de los resultados en el monitoreo. Otras propuestas como la de Ribeiro *et al.* (2011) sugieren que ante la limitación presupuestal, y la necesidad de monitoreo a diferentes escalas, se implemente un número de parcelas estándar de 100 m² con un mínimo de réplicas según el área restaurada. Donde áreas inferiores a 0.5 ha no deben ser monitoreadas, áreas entre 0.5 y 1 ha requieren la instalación de cinco réplicas, al igual que para áreas superiores a 1 ha, con una más por cada hectárea adicional de restauración, las cuales deben estar limitadas a un máximo de 50. Esta propuesta constituye una buena aproximación a procesos de restauración para un mismo tipo de ecosistema (Ribeiro *et al.* 2011), lo cual debe considerarse con precaución en Colombia dada la amplia heterogeneidad de ecosistemas, disturbios y acciones de restauración.

Es importante resaltar que, independiente a la heterogeneidad antes mencionada y el tipo de muestreo seleccionado, es recomendable consultar literatura especializada en técnicas de muestreo y selección de unidades muestrales, previo a planteamiento de un diseño muestral para la instalación de plataformas permanentes de monitoreo (Sokal y Rohlf 1980, Matteucci y Colma 1982, Krebs 1989, Clifford y Taylor 2008).

Técnicas y métodos para el establecimiento de plataformas de monitoreo permanente procesos de restauración ecológica

Reconocimiento del área y los procesos de restauración

A partir de la cartografía disponible de las áreas de intervención y de las visitas iniciales al área de trabajo, se debe hacer un reconocimiento de cada proceso de restauración, así como la identificación de los ensayos que han sido establecidos para recuperar las áreas degradadas (Figura 21).

Dependiendo de la forma y tamaño seleccionados para el monitoreo, se deben instalar vértices fijos (e.g. cuadrantes, parcelas) o puntos centrales (e.g. parcelas circulares) con tubería de PVC (1 ½") color naranja. Adicionalmente, se deben localizar puntos secundarios con tubería de PVC (½") color blanco, que indican el perímetro del área (ensayos regulares), los extremos (ensayos circulares) o puntos de apoyo (ensayos irregulares). Esto permitirá la fácil localización e identificación de cada ensayo en futuras mediciones (Figura 22).

Con la ayuda de un geoposicionador submétrico (GPS) se deben registrar las coordenadas de todos vértices primarios, reportando la precisión del GPS. Con el objetivo de reducir el error generado por el navegador, se sugiere registrar cada vértice cinco veces y así corregir la variación. Adicionalmente, estos vértices se deben marcar con una placa de aluminio, la cual debe estar numerada con marcadores de

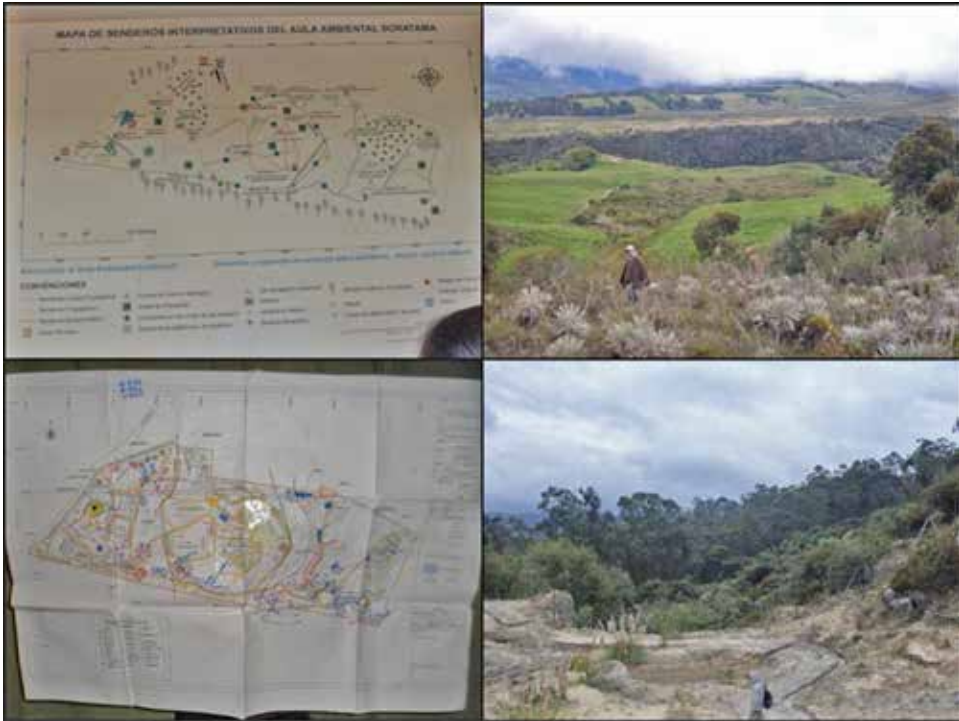


Figura 21. Cartografía y reconocimiento en campo a las áreas disturbadas objeto de restauración. Fotografías: Roy González.

golpe en donde se indique el nombre del ensayo y las coordenadas geográficas. Los vértices secundarios se marcan solamente con el nombre del ensayo y el consecutivo de vértice (Figura 23).

Marcación de individuos vegetales

Al interior de cada parcela de monitoreo permanente se deben identificar todos los individuos vegetales, tanto plantados como asociados, respectivos a los estratos establecidos por Rangel y Lozano (1986), rasante: <0.3 m de altura, herbáceo: 0.3-1.5 m, arbustivo: 1.5-5 m, arboles bajos: 5-12 m, arbóreo inferior 12-25 m y arbóreo superior >25 m. A cada individuo se le debe marcar la circunferencia del tallo más grueso con pintura asfáltica (tráfico pesado) color amarillo, teniendo en cuenta que si el individuo pertenece al estrato rasante la marcación de esta circunferencia se realizara a 10 cm desde el suelo, si pertenece al estrato herbáceo se marca la circunferencia 10 cm debajo de la primera rama (primera bifurcación) o 10 cm desde el suelo si el individuo presenta varias ramificaciones (<30 cm). Finalmente, si el individuo pertenece a los estratos arbustivos, de arbolitos y arbóreo se marca la circunferencia a la altura del pecho cuando presenta 10 cm de diámetro (a una altura de 130 cm desde el suelo) (Figura 24).

Cada individuo debe ser marcado con un único identificador numérico o alfanumérico único al ensayo que pertenece, se recomienda utilizar números consecutivos por cada ensayo (Figura 25).

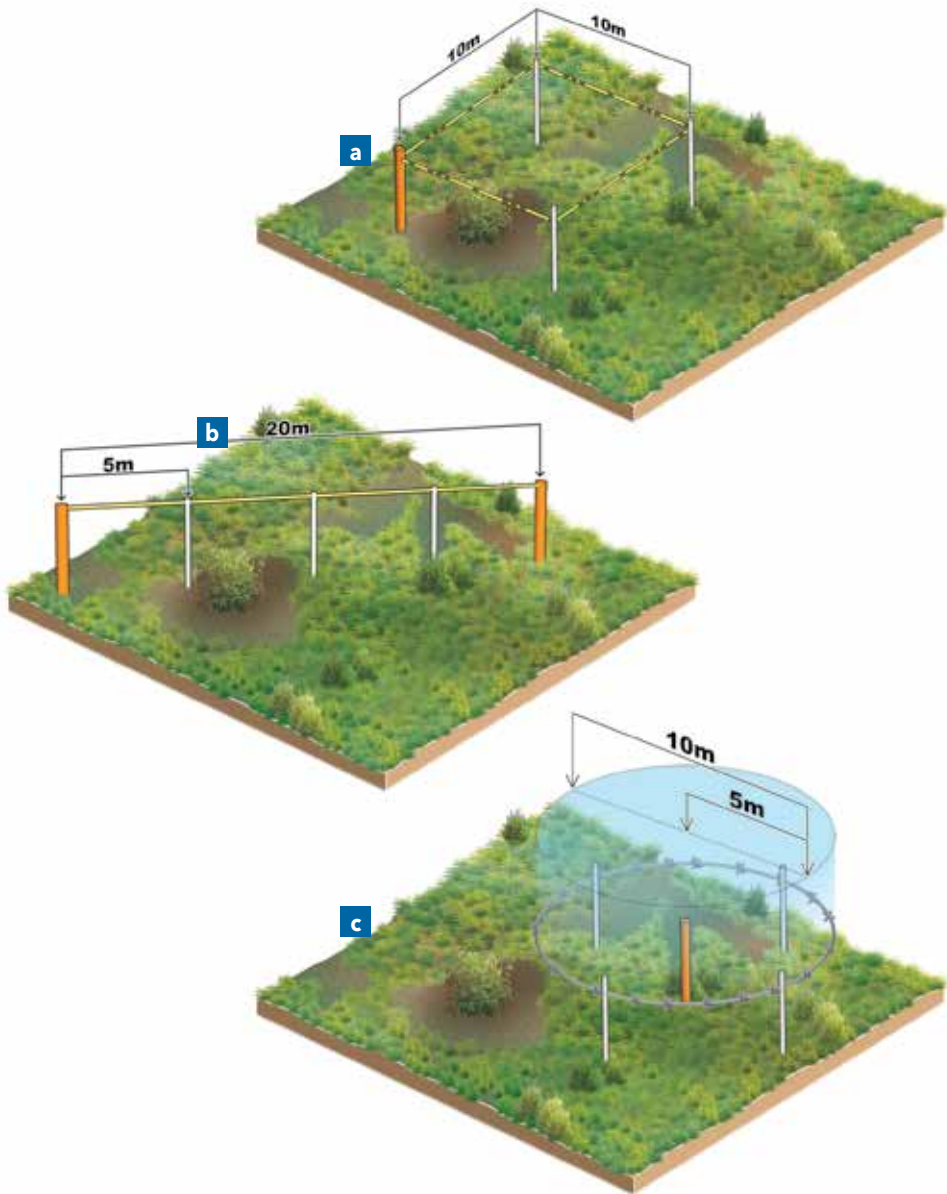


Figura 22. Instalación de vértices primarios (color naranja) y secundarios (color blanco). a) parcela cuadrada, b) transecto lineal, c) parcela circular.

Instalación de cuadrantes para el monitoreo permanente de la regeneración

Al interior de cada área de monitoreo se deben establecer cuadrantes 100 x 100 cm, donde se instalen de manera permanente los vértices del cuadrante, de tal forma que permitan la localización de la grilla de monitoreo de estratos herbáceos y rasantes de la vegetación (Figura 26).

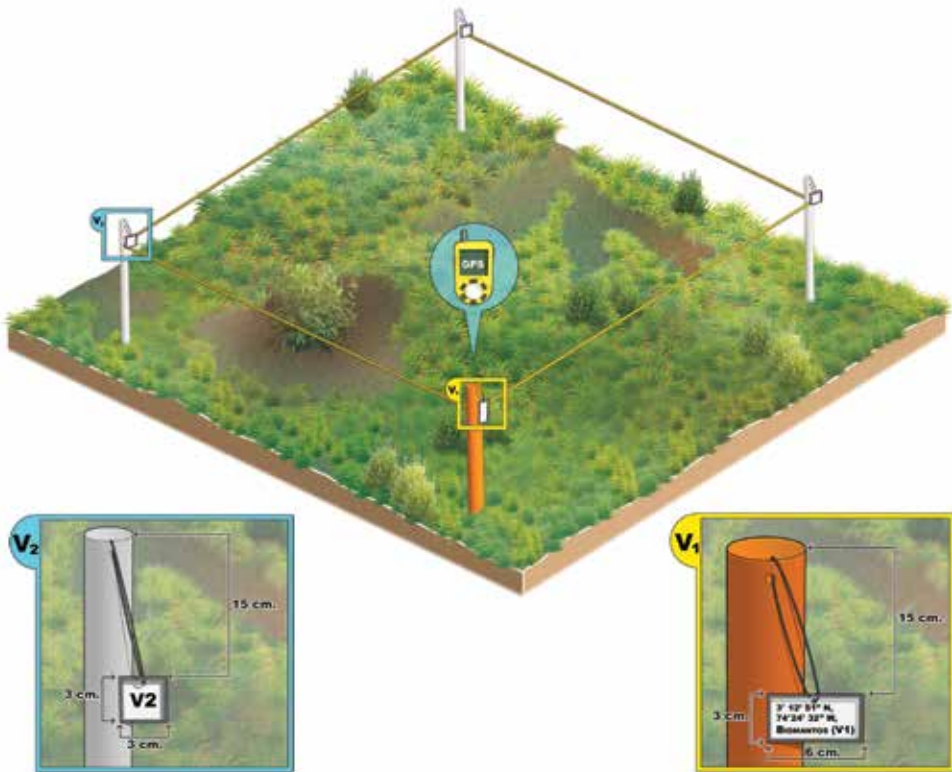


Figura 23. Geoposicionamiento y marcación de los vértices primarios y secundarios de las parcelas para monitoreo permanente de la vegetación.

Toma de datos

Considerando que el levantamiento de información de los cuantificadores relacionados en la Tabla 17 se debe realizar con el mayor rendimiento en tiempo y costos, y al mismo tiempo debe consignar la mejor información posible para el análisis de indicadores y criterios de estudio, a continuación se presenta una breve descripción para la captura eficiente y estandarizada de los datos directos de campo.

Diámetro (cm): a cada individuo vegetal se le mide la circunferencia del tallo (marcada con pintura), con la ayuda de un calibrador (individuos con diámetro < 1 cm, se toma el diámetro mayor y menor, estos se promedian para obtener el diámetro definitivo) y cinta métrica (individuos con diámetro \geq 1 cm), en este último caso se calcula el diámetro dividiendo la circunferencia por π (3.1416) (Figura 27). La precisión tanto del calibrador como de la cinta métrica es la primera cifra decimal (1.1 cm), por lo tanto los cálculos realizados se aproximarán a esta cifra.

Diámetro de copas (m): la medición de las copas se realiza con un flexómetro, tomando los extremos de la copa mayor y los extremos ortogonales de esta copa (Figura 28) estos valores se promedia obteniendo el diámetro de copa definitivo. La precisión de medición es el centímetro, por lo tanto los cálculos se aproximarán al centímetro.

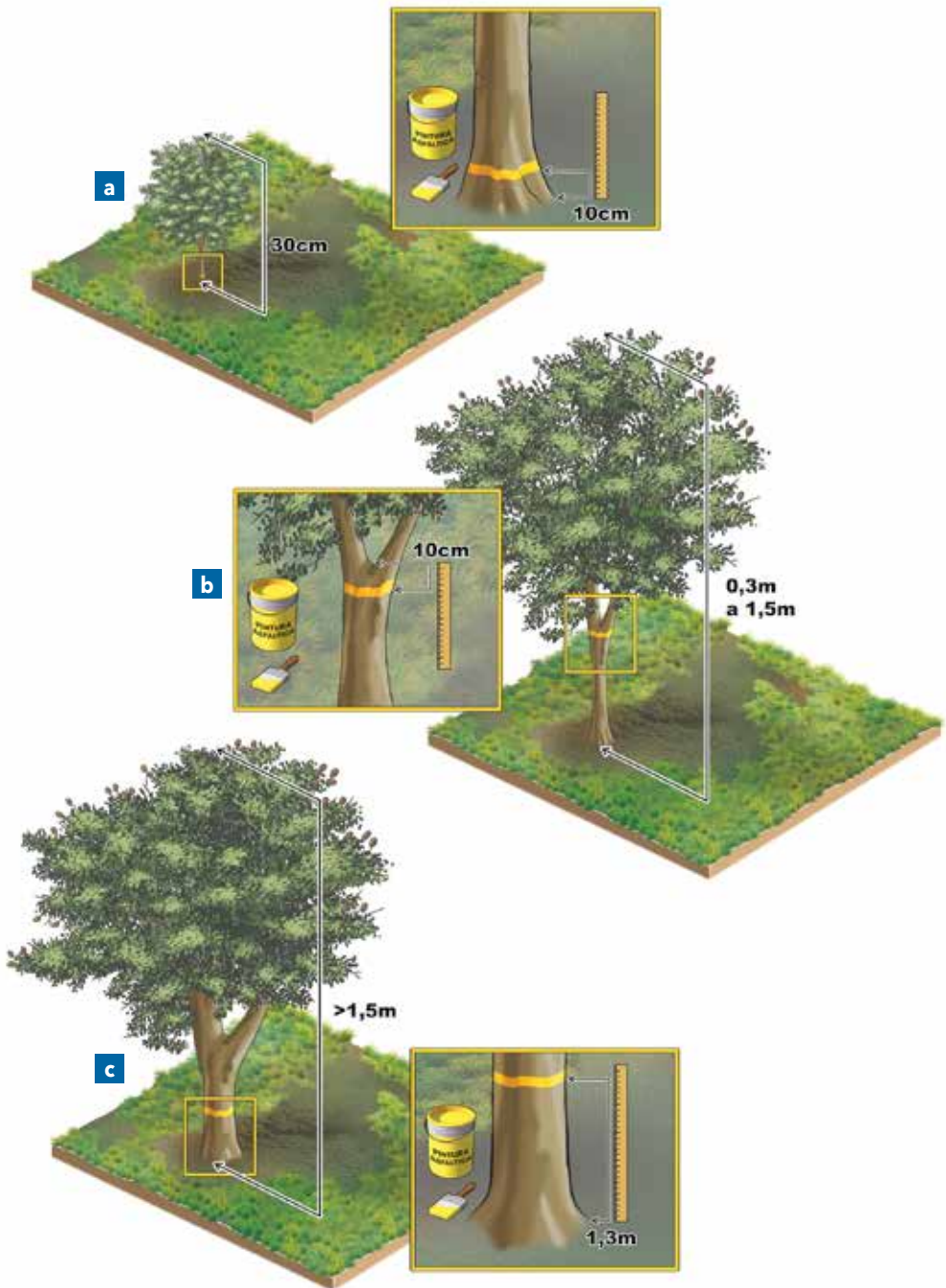


Figura 24. Marcación de individuos vegetales plantados; a) en el estrato rasante ($< 30\text{ cm}$ de altura); b) en el estrato herbáceo la marcación de la circunferencia ($0,3-1,5\text{ m}$ de altura); c) en estratos superiores al arbustivos ($> 1,5\text{ m}$ de altura). El lugar óptimo de marcación y de medida es el lugar donde el tronco es más cilíndrico.

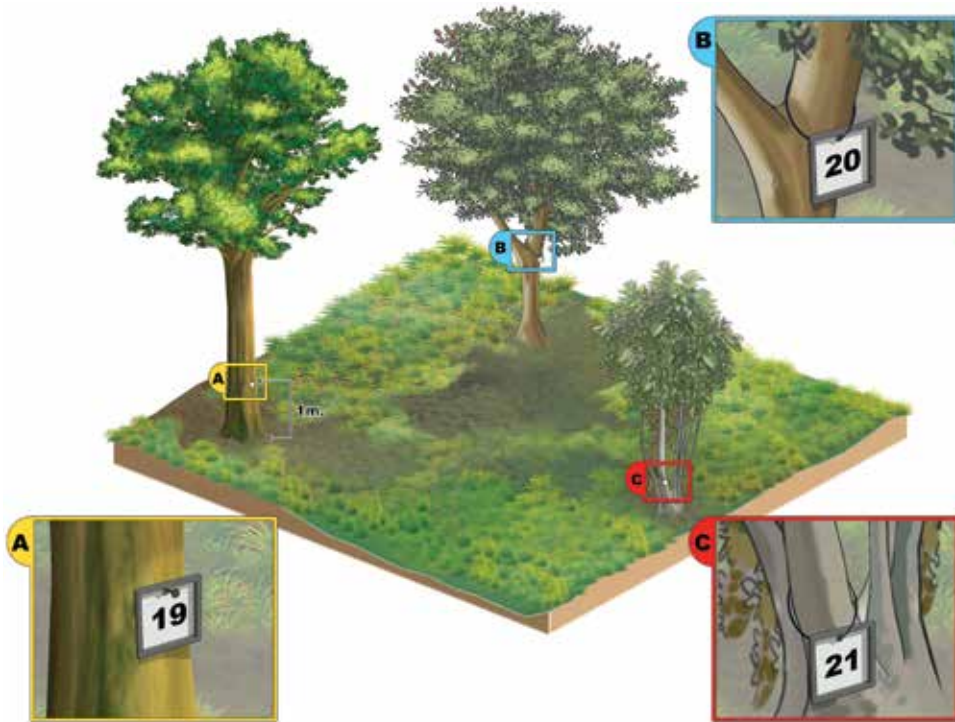


Figura 25. Numeración de los individuos vegetales con identificador único; a) marcación con alfiler de níquelado; b) marcación con clavo; c) marcación con alambre de cobre espiralado.

Tabla 17. Criterios, indicadores, cuantificadores de toma directa en campo, topología y relevancia frente a los análisis estadísticos. Cuantificadores basados en las descripciones de Clifford y Taylor (2008). Tipo: Cualitativa (Cl), Cuantitativa (Cn).

Criterio	Indicador	Cuantificadores	Tipo	Escala/Subtipo
Composición	Número de especies	Taxonomía: Familia, Género, Especie (#f,g,e)	Cl	Nominal
	Origen	nativa, exótica	Cl	Nominal
Estructura	Densidad de individuos	Número de individuos por unidad de área (#ind)	Cn	Discreto
	Desarrollo del tallo	Incremento diamétrico (cm)	Cn	Continua
	Crecimiento vertical	Incremento en altura (m)	Cn	Continua*
	Ocupación del espacio	Incremento en cobertura de la copa (m)	Cn	Continua*
Función	Estado fitosanitario	Síntomas sanitarios o afecciones físicas	Cl	Nominal
	Forma de crecimiento	Valor de existencia	Cl	Nominal
	Fenología	Valor de existencia	Cl	Nominal

*A pesar de existir instrumentos de medida la toma en campo en ocasiones constituye una aproximación frente a un punto de referencia.

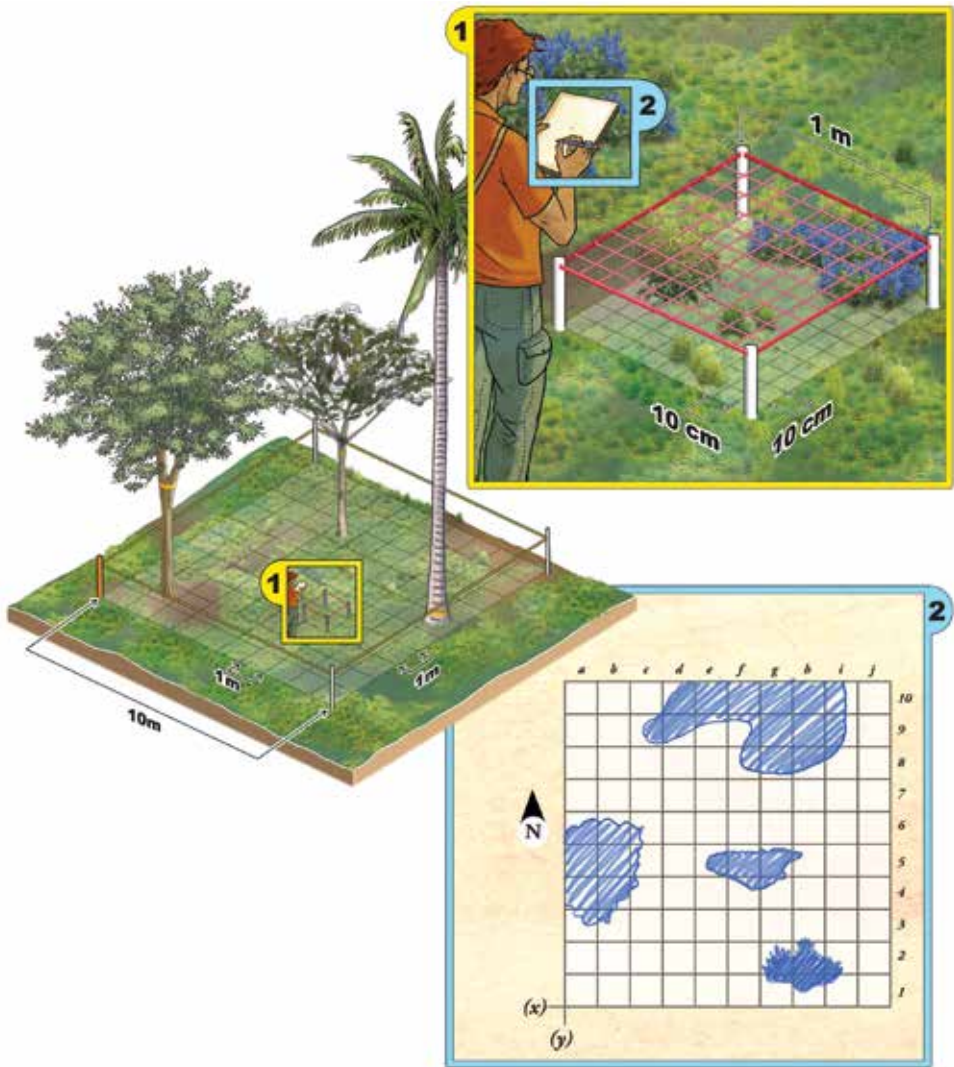


Figura 26. Instalación de cuadrantes para el monitoreo permanente de la regeneración (1 m^2). La persona que registra los datos deberá hacer un esquema tipo plano cartesiano para ubicar la vegetación monitoreada. Así mismo se estima el porcentaje de cobertura por especie de acuerdo con el número de cuadros que ocupen en la cuadrícula de $10 \times 10 \text{ cm}$.

Altura (m): con un flexómetro se toma la altura de cada individuo, desde la base hasta la terminación de la rama más apical, a los individuos con alturas superiores a 3 m se les estima la altura con la ayuda de una vara graduada a 1,5 m, o utilizando un hipsómetro (Figura 29).

Identificación taxonómica y origen de las especies: los individuos inventariados en campo se registran con el nombre común, suministrado por conocedores locales, así como los nombres científicos reconocidos por el equipo técnico y los auxiliares de campo. Las especies que no logran ser determinadas con nombres científicos deben



Figura 27. Medición del diámetro del tallo. Este se realiza en el área de marcación con pintura.

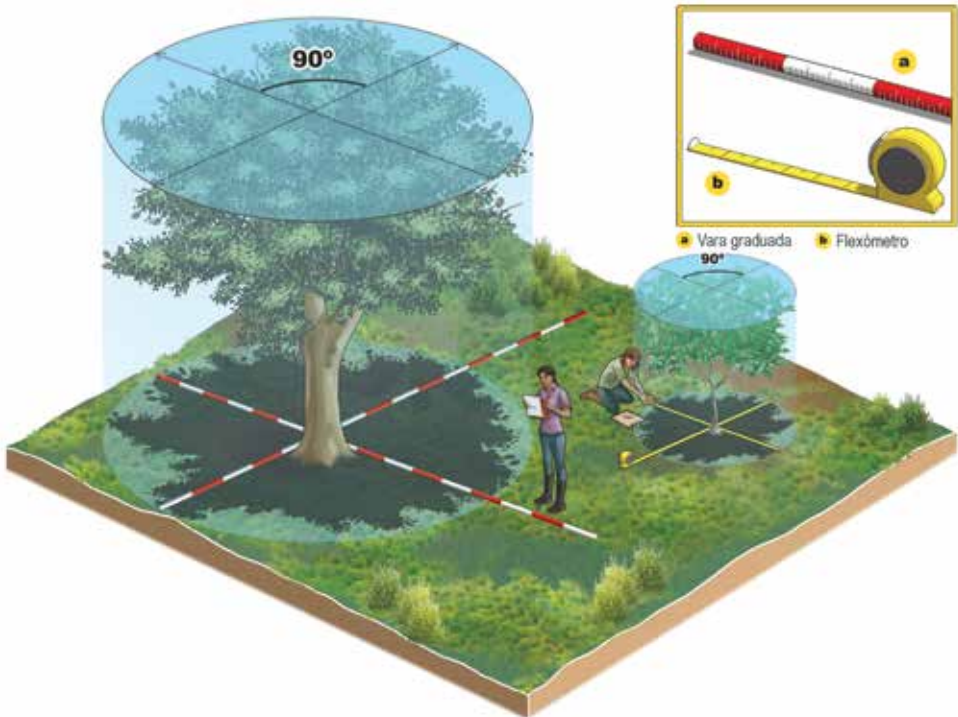


Figura 28. Medición del diámetro de copa. Posicionar las varas graduadas en los extremos de proyección de la copa.

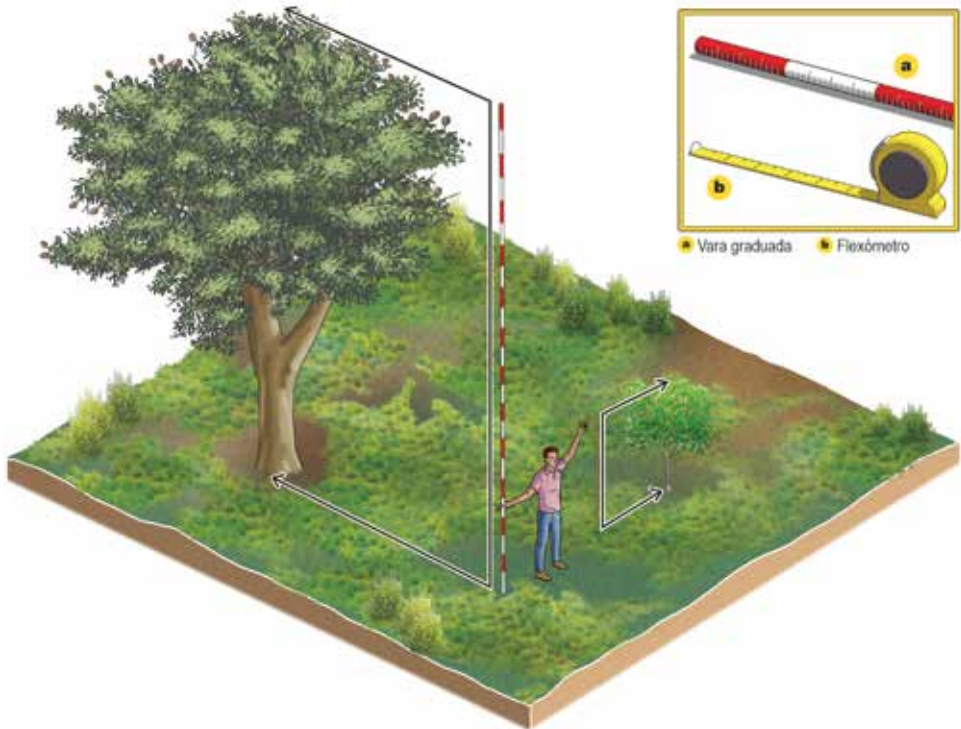


Figura 29. Medición de la altura.

ser colectadas para su posterior identificación con la ayuda de colecciones físicas o en línea de herbarios virtuales (e.g. Herbario Colombiano: <http://www.biovirtual.unal.edu.co/ICN/>; Herbario Forestal de la Universidad Distrital Francisco José de Caldas: <http://herbario.udistrital.edu.co/herbario/>). Es importante seguir un único sistema clasificación taxonómica, se recomienda APG III (Angiosperm Phylogeny Group; *Haston et al.* 2009; *Stevens* 2010) para lo cual se deben actualizar y homologar los nombres científicos y las abreviaturas de los autores con la ayuda de bases de datos académicas (W3-Tropicos: <http://mobot.mobot.org/>, The Internacional Plant Names Index: <http://www.ipni.org/> y The Plant List: <http://www.theplantlist.org/>), siguiendo las recomendaciones de nomenclatura de autores realizada por *Brummitt y Powell* (1992).

Fenología: se incluye en la base de datos información sobre la presencia de estructuras reproductivas (e.i. flores, frutos, brácteas) de los individuos registrados en campo, para cada monitoreo, así como la fecha de ocurrencia.

Origen: finalmente con la ayuda de literatura especializada se debe incorporar en la base de datos información asociada con el origen de las especies en dos categorías: nativa e introducida.

Espacialización de los individuos: teniendo en cuenta que el error de georeferenciación del GPS es de ± 3 m en relación al punto capturado, el georeferenciar cada individuo vegetal inventariado incurriría en la propagación de este error, una vez por cada individuo. Por lo tanto, con el fin de mantener constante esta variación, cada individuo

se debe especializar con coordenadas x, y en un plot (Figura 30) coordenado desde el punto de referencia central (ensayos circulares), vértices (ensayos regulares) o puntos de amarre (transectos). Posteriormente, estas coordenadas (x, y) se transformaron a las coordenadas reales con base en los puntos geo-referenciados en campo.

Regeneración: siguiendo la metodología propuesta por Barrera *et al.* (2010), la regeneración o vegetación asociada en los diferentes ensayos se debe registrar tomando la cobertura ocupada por las morfoespecies en 100 cuadrantes de 10 x 10 cm (cuadrícula de 100 x 100 cm). Así, la estimación de la cobertura se basa en la proporción de puntos (cuadrantes) en los que la morfoespecie se presenta, adicionalmente en cada cuadrante (1 m²) se registra la altura promedio de cada una.

Criterios e indicadores para el monitoreo de la vegetación

En la mayoría de los casos, las acciones de restauración son desarrolladas bajo escalas locales de planificación, a nivel de predio, donde las condiciones de disturbio son similares, mientras que las actividades de restauración son variadas (Barrera *et al.* 2010). Por ejemplo, en una cantera que ha sido aprovechada durante décadas se encuentra una pérdida total de la capa orgánica del suelo, en esta área se destinan

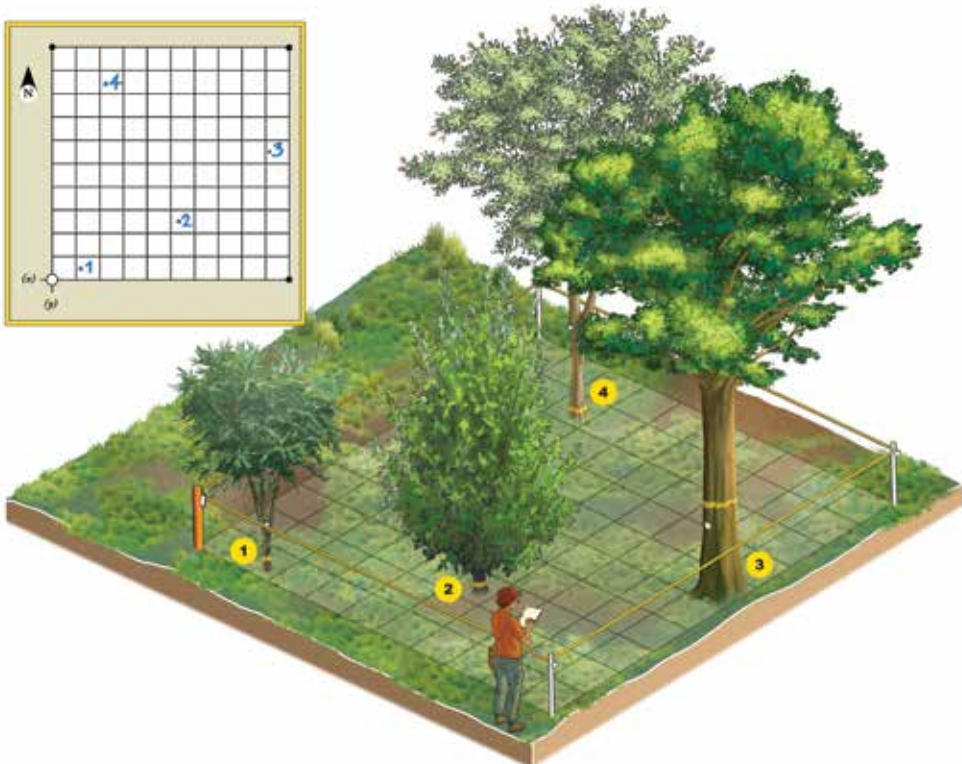


Figura 30. Mapeo o espacialización de los individuos.

actividades de rehabilitación en zonas de carcavamiento -aplicación de biomantos, zonas con pérdida de estrato orgánico del suelo - aplicación de biosólidos, áreas de invasión- corta, enmienda y siembra de especies nativas (Barrera *et al.* 2010). Sobre esta escala Vargas (2007) y Riberio *et al.* (2011) recomiendan registrar de manera permanente en el espacio y por periodos consecutivos de tiempo, los datos para el análisis de indicadores que aporten información sobre el efecto de las acciones de restauración y la trayectoria ecológica de determinada área, desde los criterios de estructura, composición y función sugeridos por Noss (1990) para evaluar la biodiversidad a nivel de comunidades y poblaciones. En tal sentido, es importante planificar desde la instalación de una plataforma de monitoreo las variables de toma directa en campo, en cada uno de los criterios de estudio y la posible interacción de estas a través de indicadores y su correspondiente interacción con los otros criterios (Figura 31), así se pueden optimizar costos de monitoreo y plantear desde un comienzo las pautas a seguir si un proceso de restauración toma determinada trayectoria.

Antes de iniciar con la descripción de indiciadores para monitorear la vegetación, es importante considerar la naturaleza de los datos que son posibles capturar de

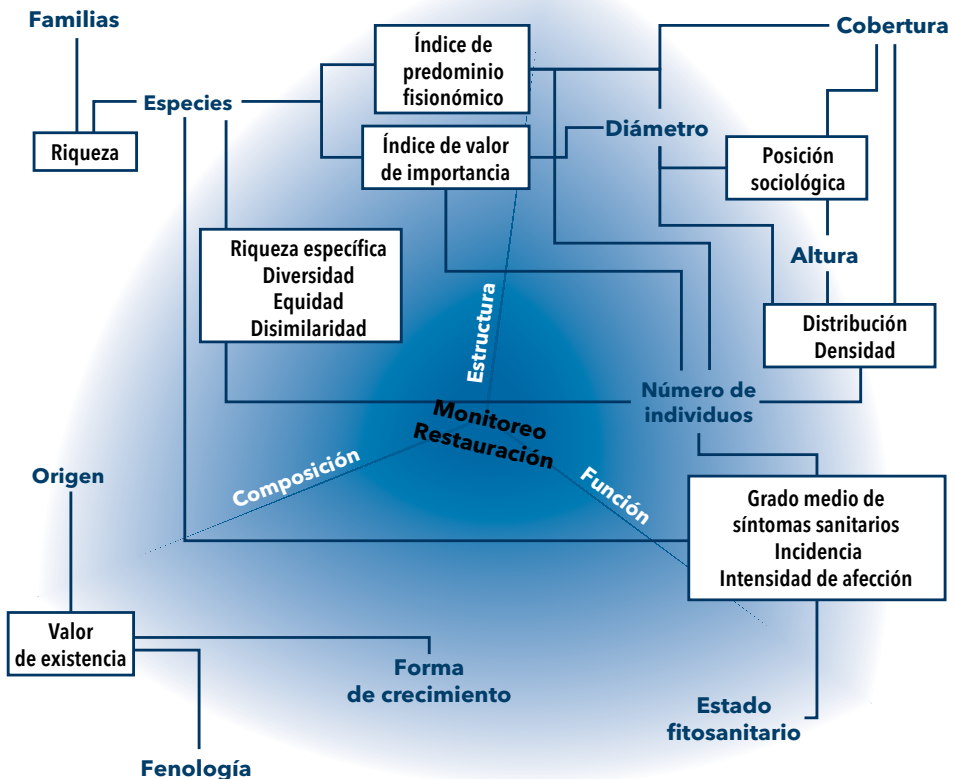


Figura 31. Variables de medición (en verde) para los diferentes criterios de estudio (en blanco) y la interacción entre variables y criterios (indicadores en negro) (elaboración propia).

forma directa para cada criterio (estructura, composición y función) los cuales son de carácter cualitativo y cuantitativo (Tabla 17). Como mencionan Vallejo *et al.* (2005), la selección de los cuantificadores a medir depende del objetivo de estudio, adicional al nivel de monitoreo que se plantea realizar periodo a periodo. Sin embargo, es importante considerar que existe una serie mínima de cuantificadores que son de fácil medición en cualquier plataforma de monitoreo y que generan información detallada y de calidad para evaluar rápidamente el efecto de las acciones de restauración en el corto plazo, y que a través de análisis más detallados (construcción de indicadores) y posteriores remediciones en tiempo y espacio pueden derivar análisis a mediano y largo plazo (Tabla 17).

De acuerdo con Krebs (1989) y Clifford y Taylor (2008) existen dos tipos de cuantificadores cualitativos y continuos, las cuales tienen distintas escalas de medición nominal, ordinal o derivadas (índices, proporciones, razón). Dependiendo el tipo de variable y su escala se tendrán ventajas frente a la medición y al análisis de la información. Por ejemplo, una variable cualitativa de escala ordinal es fácil de medir, sin embargo, tiene limitaciones frente a los análisis ya que a partir de esta solo se podrán construir análisis descriptivos (Tabla 18).

En los cuantificadores cualitativos la escala nominal es un tipo muy elemental que registra información de la variable sin una organización o relación entre individuos. En el monitoreo se asocia por lo general al tipo de especies que ocurren en un área dada, las formas de vida o el origen. Es fácil de medir al interior de una plataforma de monitoreo, pero los análisis se reducen por lo general a tablas y gráficos de frecuencia. La escala ordinal se presenta cuando existen datos cualitativos que tienen un orden lógico pero no tiene un sentido numérico; es decir, en donde no se puede realizar adiciones o sustracciones. Son fáciles de medir a partir de metodologías de plataformas de monitoreo permanente y los datos obtenidos, al igual que la escala nominal, solo pueden ser analizados de manera descriptiva.

En los cuantificadores cuantitativos, la escala de intervalo hace parte de una escala ordinal, en la que las distancias de los datos cuentan con un sentido lógico, generalmente tienen asociada una unidad de medida, pero no cuentan con un punto cero real, razón por la cual el nivel de referencia es fijado arbitrariamente. En tal sentido, tiene limitaciones en la interpretación de los datos para evaluar magnitudes reales de los elementos medidos. La escala de razón por su parte es reconocida por representar el nivel más potente de medición y cuenta con un punto cero verdadero que permite hacer comparaciones. Es el tipo de escala común en los monitoreos permanentes, se asocia a cuantificadores como diámetros, alturas y coberturas en

Tabla 18. Resumen de las escalas de medición de acuerdo con las descripciones de Clifford y Taylor (2008).

Escala	Diferencia orden	Diferencia distancia	Diferencia origen	Ejemplo
Nominal	No	No	No	Especie
Ordinal	Sí	No	No	Abundancia (abundante, escaso, raro)
Intervalo	Sí	Sí	Sí	Altitud, localización geográfica
Razón	Sí	Sí	Sí	Diámetro, altura, cobertura

la evaluación del componente estructural (desarrollo de las plantas) a través del tiempo. A nivel de análisis, permite la comparación entre datos y correlaciones con mayor soporte estadístico.

Teniendo en cuenta que existen unos cuantificadores (variables) de toma directa en campo que son de fácil medición y permiten minimizar costos en la implementación de una estrategia de monitoreo permanente a los procesos de restauración, en la Tabla 19 se presenta una serie de indicadores que pueden ser construidos *a posteriori* tan solo con el establecimiento de la plataforma de monitoreo permanente y la medición en diferentes periodos de tiempo de los cuantificadores descritas en la Tabla 17.

Tabla 19. Indicadores sugeridos para el seguimiento de los procesos de restauración en el espacio y tiempo a través del monitoreo permanente en el corto, mediano y largo plazo.

Criterios	Indicadores		Cuantificadores	Fuente	Plazo		
	Indicador	Análisis			C	M	L
Composición	Índice de riqueza de especies	Familias - especies	Riqueza (R)	Moreno 2001	x		
Composición - estructura	Índice de riqueza específica	Familias - especies - número de individuos	Menhinick (M)	Moreno 2001	x	x	x
Composición - estructura	Índice de diversidad y abundancia proporcional (equidad)	Familias - especies - número de individuos	Shannon-Wiener (H') Pielou (J')	Moreno 2001	x	x	x
Composición - estructura	Índice de diversidad y abundancia proporcional (dominancia)	Familias - especies - número de individuos	Simpson (D)	Moreno 2001	x	x	x
Composición	Índice de disimilaridad	Familias - especies	Bray-Curtis (D_{jk})	Ramírez 1999, Ochoa 2005	x	x	x
Composición - estructura	Índice de Valor de Importancia de las especies	Especies - número de individuos - diámetro - localización espacial	IVI relativo (abundancia relativa, frecuencia relativa y dominancia relativa)	Rangel-Ch y Velázquez 1997	x	x	x
Composición - estructura	Índice de predominio fisionómico	Número de individuos - diámetro - cobertura	IPF (Área basal relativa, cobertura relativa, densidad relativa)	Rangel-Ch y Velázquez 1997	x	x	x

Criterios	Indicadores		Cuantificadores	Fuente	Plazo		
	Indicador	Análisis			C	M	L
Estructura	Índice de densidad	Número de individuos - Localización espacial	Individuos por área	Rangel-Ch y Velázquez 1997	x	x	
Estructura	Tasas de mortalidad y reclutamiento	Número de Individuos	T_M, T_R	Swaine y Lieberman 1987, Phillips <i>et al.</i> 1994, Condit <i>et al.</i> 1995		x	x
Estructura	Relación de desarrollo del tallo	Diámetro - número de individuos	ICA (diámetro)	Contreras 1998		x	x
Estructura	Relación de crecimiento vertical	Altura - número de Individuos	ICA (altura)	Contreras 1998		x	
Estructura	Factor de ocupación del espacio	Cobertura de copa - número de individuos	ICA (cobertura)	Contreras 1998		x	
Estructura	Indicador de posición sociológica	Diámetro - altura - cobertura de copa - número de Individuos	Distribución por clases diamétricas, alturas y coberturas	Rangel-Ch y Velázquez 1997	x	x	x
Estructura - función	Indicador de adaptación de la vegetación	Número de individuos - estado fitosanitario	Grado medio de síntomas sanitarios o afecciones físicas (GM) Incidencia (INC) Intensidad o severidad (I)	Parra <i>et al.</i> 1999, Couto y Valverde 2007, Quirós y Scorza 2011		x	
Composición - función	Valor de existencia	Especies - origen	Nativa - introducida	Casanoves <i>et al.</i> 2011	x	x	
Función	Índice de adelanto floral		Maduración fenológica				x

Monitoreo de la vegetación y manejo adaptativo

Un aspecto fundamental que debe ser incorporado desde la fase de planeación del proceso de restauración ecológica es el manejo adaptativo, el cual parte del reconocimiento de la incertidumbre inherente en el manejo de recursos biológicos. Se centra principalmente en adquirir nuevo conocimiento a partir de las experiencias, el monitoreo, la investigación y la integración de esta información en el diseño de nuevas prácticas de manejo mejoradas (Lindermayer y Franklin 2002). Aplicado a la restauración ecológica, se basa en la colección de nuevos datos que permitan construir puentes sobre los vacíos que actualmente existen en el conocimiento acerca del funcionamiento de los ecosistemas y especialmente aquellos atributos que les permiten restablecerse después de episodios de disturbio.

La implementación del manejo adaptativo puede involucrar el cambio de acciones de manejo en respuesta al sistema de monitoreo para maximizar la eficacia de la restauración o lograr un estado ecológico deseado (Gunderson y Holling 2002).

Los pasos básicos para el manejo adaptativo incluyen la planeación de un programa o proyecto de restauración que incorpore el manejo adaptativo, el diseño de dicho proyecto, su implementación, operación, monitoreo, ajuste de las medidas de restauración de acuerdo con los resultados del monitoreo y nuevamente monitoreo de todo el proceso de restauración. A partir de la evaluación, el manejo adaptativo puede tomar tres caminos: 1) la continuidad en la implementación y operación del proyecto (el manejo adaptativo no revela fallas ni resultados adversos); 2) el ajuste necesario de metas y objetivos y la continuidad del proyecto (el manejo adaptativo revela alguna falla o resultado adverso); o 3) el ajuste y reformulación de la planeación del proyecto (el manejo adaptativo revela resultados adversos que afectan considerablemente la eficacia de las acciones de restauración implementadas). Este ciclo es iterativo, de manera que el monitoreo y la evaluación se encaminan a establecer el éxito de la restauración en el tiempo y si se han producido los resultados deseados en el proyecto, de manera que pueda considerarse su finalización. Los proyectos de restauración a escala local y de parcela pueden seguir estos mismos pasos para el manejo adaptativo. Particularmente, el manejo adaptativo de la vegetación significa la implementación de todas las acciones que contribuyan a garantizar la dispersión, establecimiento y permanencia de las plantas durante todo el proceso de restauración del ecosistema intervenido. De acuerdo con Pérez (2005), con el manejo adaptativo se mejoran las prácticas de manejo conforme se adquiere mayor conocimiento de los ecosistemas a través del monitoreo.

Davis *et al.* (2001) sostienen que el proceso de manejo adaptativo incluye reconocer las incertidumbres, desarrollar hipótesis alrededor de los resultados deseados y estructurar las acciones para comprobar, monitorear y evaluar dichas ideas. Sin embargo el reconocimiento y el manejo de la incertidumbre que existe al implementar el manejo adaptativo hace que muchos actores institucionales, tomadores de decisión y comunidades encuentren difícil aceptar las consecuencias prácticas de dicho enfoque porque muchas veces están esperando certeza y precisión en los resultados obtenidos. De acuerdo a los lineamientos propuestos OIMT y UICN (2005), los componentes clave del manejo adaptativo para un proyecto de restauración deberían ser:

- La comprensión del contexto social y biofísico en múltiples niveles: incluye la identificación de las partes interesadas y aborda sus múltiples intereses que en algunos casos pueden ser contradictorios.

- La negociación de los objetivos y metas para los diferentes niveles: este proceso inevitablemente requerirá intercambios recíprocos con todos los actores y el establecimiento de compromisos para generar resultados aceptables desde el punto de vista social y sostenible a largo plazo.
- Aplicación del proceso de aprendizaje activo (planificar, actuar, observar y reflexionar): esto facilita la ejecución. Este proceso a veces se conoce como “investigación activa” para subrayar la importancia de investigar o explorar enfoques nuevos o innovadores para abordar un problema.
- El control y evaluación de los impactos del proceso de restauración ecológica: un aspecto esencial del manejo adaptativo es un método de control y evaluación constante del impacto del proceso, porque permite a las partes interesadas desarrollar su capital social a través del intercambio de experiencias que se desprenden de tales evaluaciones. Así mismo, el control y evaluación permitirá ajustar las estrategias de restauración a medida que se vayan conociendo y evaluando los resultados parciales del monitoreo.

En la Tabla 20 se presenta un ejemplo de las posibles acciones de manejo adaptativo con base en los objetivos de restauración y del monitoreo de la vegetación, definidos a corto, mediano y largo plazo, en un área degradada por actividades de minería a cielo abierto (canteras). Estas acciones corresponden a implementaciones realizadas en proyectos de restauración cuya escala espacial es fina. Sin embargo, a partir del enfoque de manejo adaptativo, las conclusiones derivadas del proceso de monitoreo a esta escala pueden ser útiles en proyectos cuya escala espacial sea superior (ecosistema o paisaje). El monitoreo y manejo adaptativo permiten adquirir conocimiento que posteriormente sirve a la planificación de la restauración en proyectos con otra dimensión espacial. En este caso se comienza un nuevo ciclo de monitoreo y de manejo adaptativo con respecto a la escala definida.

Tabla 20. Posibles acciones de manejo adaptativo en el corto, largo y mediano plazo con base en objetivos de restauración y monitoreo de la vegetación a escala de parcela que podrían aplicarse a una escala espacial superior en áreas degradadas por minería a cielo abierto.

Plazo	Objetivo restauración	Objetivo monitoreo	Acciones de manejo adaptativo
Corto	Generar cobertura vegetal sobre el suelo	Evaluar el desarrollo de cobertura herbácea sobre el suelo	1. Introducción de suelo y bancos de semillas externos (biomasa) 2. Control de erosión con estrategias físicas complementarias (trampas de suelo)
Mediano	Generar núcleos de vegetación arbustiva	Evaluar el desarrollo de parches de vegetación ensamblados con especies de sucesión temprana	1. Reemplazo de especies dominantes. 2. Cambio en las densidades de siembra o trasplante 3. Remoción de especies invasoras (reducción de competencia por exóticas)
Largo	Enriquecer núcleos de vegetación con especies seleccionadas	Evaluar el crecimiento y desarrollo de plantas de sucesión tardía	1. Trasplante de ensamblajes diferentes de especies 2. Entresacas (especies dominantes) 3. Control fitosanitario

Consideraciones finales para el monitoreo en proyectos de restauración ecológica desde la vegetación

El monitoreo y manejo adaptativo no deben olvidar el contexto social y de paisaje. Pueden darse casos en los cuales un proyecto de restauración integre las diferentes escalas desde sus inicios y contemple objetivos en todas las dimensiones. El contexto del paisaje es importante porque permite intuir la dinámica ecológica de un ecosistema, el potencial de regeneración y las barreras a la restauración. En el caso del contexto social, puede tomarse como otra de las escalas y el manejo adaptativo integrará en el tiempo el conocimiento tradicional sobre la vegetación y su aplicabilidad para conducir los proyectos de restauración hacia el logro de los objetivos. No obstante, la incertidumbre sobre los resultados y el éxito de los proyectos de restauración puede ser una de las barreras de tipo social que también requieran de manejo adaptativo. No debe olvidarse tampoco que el monitoreo de la restauración debe responder a diferentes necesidades de información y que aunque se trabajen aspectos de vegetación en el monitoreo, la restauración está ligada y sostenida por aspectos socioeconómicos en un proyecto

De acuerdo con Castillo (2005), la intervención comunicativa entendida como la dimensión social y comunitaria de un proceso de restauración ecológica, es complementaria a la intervención técnica. En la fase de monitoreo es posible vincular a las comunidades locales a través de un proceso de aprendizaje colectivo a través de la educación ambiental en el que se intercambien puntos y conocimientos con el equipo técnico y se realice un seguimiento efectivo a las estrategias de restauración. La gestión de información entre los diferentes actores retroalimenta el proceso y garantiza la continuidad de la interacción entre los mismos (enfoque participativo) y su integración incluso después de finalizadas las acciones de intervención sobre el ecosistema. El producto conjunto de la intervención técnica y comunicativa es el aprendizaje en red para la conservación de los ecosistemas, el aprovechamiento sostenible y el mejoramiento de la relación de la sociedad con la naturaleza. Los actores adquieren conocimientos sobre los ecosistemas y la capacidad de manejo adaptativo de los mismos.



LAS HORMIGAS EN EL MONITOREO DE LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA

Elizabeth Jiménez-Carmona, Yamileth Domínguez-Haydar,
Natalia Henao, Gustavo Zabala, Selene Escobar, Inge
Armbrecht y Patricia Chacón de Ulloa

Las hormigas (*Hymenoptera: Formicidae*) constituyen el grupo de insectos sociales más diverso y exitoso, con más de 12.500 especies, 290 géneros y 21 subfamilias (Ward 2007). Características como su eusocialidad, diversidad taxonómica y funcional, abundancia local y regional, fidelidad ecológica, sensibilidad a cambios ambientales, estabilidad temporal de sus colonias, ubicuidad y facilidad de colecta las han posicionado entre los artrópodos mejor estudiados (Hölldobler y Wilson 1990, Alonso *et al.* 2000). Actualmente se cuenta con un avanzado grado de resolución taxonómica (Bolton 1994, Fernández y Palacio 2003, Fernández y Arias-Penna 2008) y con el desarrollo de métodos estandarizados para su muestreo, consolidándolo como grupo focal en bioindicación (Agosti 2000, Andersen y Majer 2004, Andersen 2010) y en estudios de conservación de la biodiversidad e iniciativas de monitoreo (Arcila y Lozano-Zambrano 2003).

En el marco de la restauración ecológica, el monitoreo de las hormigas debe concebirse como una herramienta complementaria para evaluar y valorar el éxito de las intervenciones a través del tiempo. En este contexto, las hormigas presentan atributos deseables dado que pertenecen a la fauna edáfica más abundante y conspicua, pueden considerarse organismos sedentarios que permanecen durante años en un mismo nido en estrecha relación con las condiciones microambientales del hábitat y son altamente afectadas por los cambios antropogénicos en los usos del suelo (Roth *et al.* 1994; Armbrecht *et al.* 2005). Las hormigas remueven constantemente partículas del sustrato donde habitan, favoreciendo el flujo de nutrientes y su mineralización (Wagner *et al.* 2004); además, contribuyen a mejorar su textura, afectan el pH (Wilson 2000; Lafleur *et al.* 2005) y promueven la actividad microbiana (Dauber y Wolters 2000). Participan activamente en la dispersión de semillas, por lo que son consideradas como agentes importantes en la recuperación de zonas degradadas por la explotación minera, así como en la evaluación de los procesos de restauración (Majer *et al.* 1983, Majer 1992, Majer y Kock 1992, Andersen y Sparling 1997, Maeto y Sato 2004, Ottonetti *et al.* 2006, Escobar *et al.* 2007, Domínguez-Haydar y Armbrecht 2011).

El uso de las hormigas como indicadores ecológicos y ambientales en procesos de restauración y rehabilitación ecológica es un tópico reciente en el país, con un gran potencial de cara a los desafíos en conservación impuestos por el auge y crecimiento

de la actividad minera y energética, así como por la agresiva modificación del paisaje rural para la adecuación expansiva de pasturas ganaderas, cultivos y centros urbanos.

En este capítulo se provee un protocolo general de monitoreo de la mirmecofauna para optimizar recursos y extraer información confiable, de manera rápida, sencilla y replicable, además se presentan varios estudios de caso evidenciando la utilidad de las poblaciones de hormigas como herramienta complementaria para la evaluación de las iniciativas de restauración y rehabilitación. Finalmente se proponen algunas especies con un importante potencial bioindicador, como elementos claves para los análisis de la información e interpretación de resultados.

Estudios de la fauna de hormigas en paisajes rurales colombianos como línea base

Los estudios de paisaje que involucran la caracterización de la diversidad de hormigas en diferentes tipos de hábitats o elementos del paisaje, proveen información de línea base fundamental para su utilización en el seguimiento de iniciativas de restauración. Así es posible conocer la composición de los ensamblajes en elementos que eventualmente pueden definirse como ecosistemas de referencia (los bosques o el tipo de vegetación nativa del área que se desea restaurar) y seleccionar especies para monitorear y evaluar el éxito de los procesos de restauración. Por otro lado, las especies asociadas a los elementos del paisaje más disturbados pueden representar indicadores negativos de estos procesos en caso de estar presentes y ser abundantes en las áreas restauradas. Es así como el ensamblaje de hormigas, su composición, abundancia y función han sido criterios usados en muchos estudios que permiten comparar diferentes tipos de hábitat y establecer su estado de conservación con respecto al ecosistema de referencia (Tabla 21). A escala de paisaje, las hormigas nos ayudan a detectar patrones generales relacionados con los cambios en los usos del suelo, la diversificación de los sistemas productivos o el impacto del manejo forestal. Resultados asociados a estos cambios se resumen en el Anexo 4, en el que se presenta una tabla con los patrones más relevantes de riqueza y pérdida de especies en diferentes elementos del paisaje.

Algunos estudios en la región andina han implementado el protocolo de caracterización de hormigas del suelo propuesto por el Instituto Humboldt (IAVH) en el año 2007 (Mendoza *et al.* 2007, Arcila *et al.* 2008, Chaves *et al.* 2008, García-Cárdenas *et al.* 2008, Jiménez *et al.* 2008a, Pereira 2008, Abadía *et al.* 2010, Herrera 2012, Jiménez-Carmona *et al.* en prep). Los resultados evidenciaron eficiencias de muestreo superiores al 70 % y una cobertura de la muestra según Chao y Jost 2012 superiores al 80 %, demostrando su efectividad para caracterizar la diversidad de hormigas en diferentes tipos de paisajes. El protocolo consiste en transectos (150 m de largo por 10 m de ancho) sobre los cuales se disponen, en los primeros y en los últimos 50 m, estaciones de muestreo cada 10 m (Figura 32). En cada estación se utilizan a lo ancho del transecto dos métodos de colecta que se alternan entre estaciones contiguas: una trampa de caída cuyo tiempo de acción es de 24 horas (Figura 33) y extracción de 1 m² de hojarasca que debe ser cernida en el lugar y posteriormente procesada en sacos mini Winkler durante 48 horas (Figura 34) (Mendoza *et al.* 2007, Lozano-Zambrano *et al.* 2009). El número y la ubicación de los transectos en los elementos del paisaje dependen del diseño experimental, el criterio del investigador o las limitaciones logísticas.

Tabla 21. Criterios, indicadores y cuantificadores para evaluar un programa de restauración usando como grupo focal las hormigas.

Criterio		Item	Descripción
Estructura: composición y abundancia de especies en las áreas en restauración, ecosistemas de referencia y controles negativos (áreas disturbadas o transformadas). Incluye relaciones de dominancia	Indicador	Ensamblaje de especies	Conjunto de especies presentes por tipo de hábitat evaluado
	Cuantificador	Riqueza de especie	Número de especies o morfo especies presentes por tipo de hábitat evaluado
	Cuantificador	Frecuencia de captura, proporción de la abundancia, etc.	Número de veces que una especie es capturada por trampa o estación de muestreo, también puede ser el número de nidos por unidad de muestra
	Indicador	Especies indicadoras	Especies que tiene rangos estrechos de amplitud con respecto a uno o más factores ambientales y su presencia indica una condición particular o conjunto de condiciones ambientales
	Cuantificador	Proporción de especies invasoras, endémicas, asociadas a bosque, áreas abiertas o disturbadas	Abundancia de especies invasoras, endémicas, asociadas a bosque, áreas abiertas o disturbadas en los diferentes hábitats evaluados
	Indicador	Relaciones de dominancia	Interacciones competitivas entre las especies dominantes y las demás especies de hormigas
	Cuantificador	Determinar si la abundancia de esta especie se relaciona con la riqueza de otras especies de hormigas en el recurso alimenticio	Partición del recurso alimenticio y estimación de índices de habilidad competitiva
Función Ecológica. Evaluación de interacciones Hormiga/ Planta/Otros Artrópodos, para monitorear la recuperación de funciones ecológicas en el sistema en restauración	Indicador	Gremios o grupos funcionales	Especies que comparten características como: tipo de alimentación, actividad de forrajeo, microhábitat etc.
	Cuantificador	Riqueza, composición y abundancia de los gremios o grupos funcionales.	Numero de gremios o grupos funcionales, número de especies que componen cada grupo
	Indicador	Remoción secundaria de semillas por hormigas	Transporte de semillas por hormigas fuera del lugar de dispersión primaria
	Cuantificador	Especies que dispersan semillas en áreas en restauración	Número e identidad de especies de hormigas que remueven semillas
	Cuantificador	Tasas de remoción de semillas nativas mirmecócoras y no mirmecócoras	Proporción de semillas removidas en periodos de 2 a 48 horas. Identificación de las especies removidas indicando la presencia de eliosomas o arilos atrayentes, y el destino final de las semillas

Criterio		Item	Descripción
	Indicador	Depredación de artrópodos	Hormigas que cazan artrópodos como parte de su dieta
	Cuantificador	Depredación de artrópodos por hormigas especialistas y generalistas en el área en recuperación	Proporción de presas removidas en periodos de 2 a 4 horas. Identificación de las especies predatoras especialistas (i.e. Poneromorfas) y facultativas

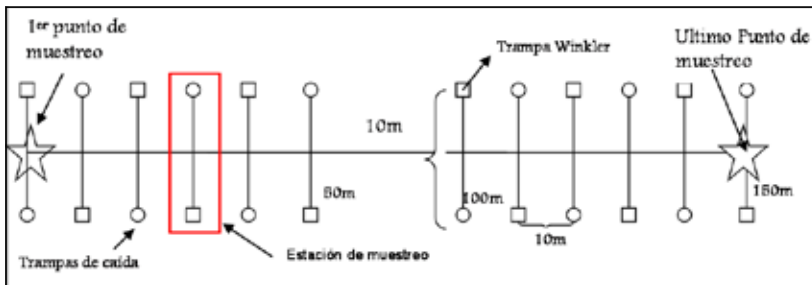


Figura 32. Arreglo espacial de las estaciones de muestreo y los métodos de captura de las hormigas del suelo (Jiménez-Carmona en prep).



Figura 33. Detalle de la instalación de una trampa de caída. a) Se cava un hoyo de 10 cm de profundidad; b) Usando doble vaso para que la trampa no se llene de tierra, se entierra el primer vaso plástico a ras de suelo (capacidad 10 a 14 onzas y de 10 cm de diámetro); c) una vez enterrado el vaso y acomodada la hojarasca alrededor, y se saca el vaso superficial y el que queda enterrado se llena hasta $\frac{1}{4}$ preferiblemente con etanol al 96 % para evitar la degradación de la muestra; d) dejar actuar por 24 horas. Las muestras se guardan en bolsas de sello hermético etiquetadas con la información de localidad, fecha, método de captura y colector. Fotografías: Elizabeth Jiménez.



Figura 34. Detalle de la extracción y cernido de la hojarasca y la instalación de un saco mini Winkler. a) se colecta 1 m² de hojarasca y se vierte en el cernidor agitándolo fuertemente para que caigan los animales y hojarasca fina en el frasco colector; b) se toma el contenido del frasco colector y lo que queda dentro del cernidor. Se guarda en una bolsa gruesa (preferiblemente de muselina) y se rotula; c) se vierte el contenido de cada bolsa dentro de unas bolsas de malla que se encuentran dentro del saco Winkler; d) el saco Winkler se debe colgar a una altura que resulte cómoda para su manipulación, preferiblemente en un lugar oscuro, seco, protegido de la lluvia, dejar por 48 horas y coleccionar los individuos que caen en el tarro colector. Las muestras se guardan en bolsas de sello hermético etiquetadas con la información de localidad, fecha, método de captura y colector. Fotografías: Elizabeth Jiménez.

En el contexto temporal, estudios como los de Domínguez-Haydar *et al.* (2008) en bosques secos del Atlántico y Jiménez *et al.* (en preparación) en bosques subandinos del Quindío han evaluado cambios en la mirmecofauna con la variación estacional, aportando información sobre su estabilidad a lo largo de las temporadas secas y lluviosas; en general, los resultados no muestran cambios significativos en la riqueza o en la composición y solo registran cambios leves en las abundancias. Para propósitos de monitoreo, con base en estos resultados, se sugiere un muestreo estandarizado anual en aras de optimizar recursos y garantizar el registro oportuno de información confiable y comparable. Según Jiménez *et al.* (datos sin publicar) los periodos de transición que se presentan con las primeras lluvias después de la época seca son propicios para realizar los muestreos dado que tienen lugar los vuelos nupciales de muchas especies y hay una gran actividad de las hormigas del suelo asociada al aumento de la humedad y el reverdecimiento de la vegetación. La utilización del protocolo del IAvH (2007), se recomienda en casos en los cuales no se cuente con información de línea base para el área en el cual se desee implementar el proceso de restauración.

En donde se disponga de buena información de línea base, se recomiendan muestreos dirigidos a coleccionar únicamente especies o grupos de especies indicadoras. Para estos casos la colecta manual de nidos o la búsqueda directa sobre el suelo y la vegetación son útiles para especies crípticas pequeñas, con hábitos de anidación que faciliten su detección (Figura 35); las trampas de caída son eficientes para coleccionar



Figura 35. Detalle de la colecta manual de nidos. a) se recogen todas las ramitas que se encuentren en 1m²; b) se revisa el interior de las ramitas; c) con ayuda de una pinza (o pincel con alcohol para hormigas pequeñas) se colecta el nido en un tubo eppendorf con alcohol al 96 %. Fotografías: Elizabeth Jiménez.



Figura 36. Detalle de la instalación de trampas cebadas con atún. Cada cebo consiste en un cuadrado de papel bond blanco de 10 x 10 cm con una pequeña cantidad de atún. a) se pueden ubicar sobre el suelo retirando un poco la vegetación o en los árboles usando una tachuela; b) se deja como mínimo 40 minutos o más dependiendo de las condiciones de humedad; c) cada cebo puede guardarse individualmente en una bolsa plástica con alcohol al 96 % y debidamente rotulada o extraer las hormigas con un pincel impregnado con alcohol y guardarlas directamente en tubo eppendorf con alcohol al 96 % debidamente rotulado. Fotografías: Elizabeth Jiménez.

hormigas epígeas que son muy activas sobre la superficie del suelo y la hojarasca (Figura 33) (Underwood y Fisher 2006) y los cebos de atún para la captura de especies generalistas y oportunistas, con estrategias de reclutamiento masivo (Figura 36) (Achury *et al.* 2008). En general, para los muestreos de hormigas se suelen usar transectos entre 100 y 200 m y con un número de estaciones entre 10 y 20, en cada estación el uso de diferentes métodos de captura combinados es recomendable ver el Anexo 5.

Especies indicadoras

En Colombia se ha explorado el potencial bioindicador de las hormigas y se ha incursionado en la búsqueda y definición de especies o grupos de especies indicadoras, tanto en diferentes estadios de sucesión (Bustos y Ulloa-Chacón 1996, Aldana y Chacón de Ulloa 1999, Estrada y Fernández 1999) como en elementos representativos de paisajes agrícolas y ganaderos (Rivera y Armbrrecht 2005, Mendoza *et al.* 2007, Chaves *et al.* 2008, Jiménez *et al.* 2008a, Abadía *et al.* 2010, Zabala *et al.* 2013).

En cuanto a las acciones de manejo en los sistemas productivos, Ramírez y Enriquez (2003), Sanabria-Blandón y Chacón de Ulloa (2011) demostraron que en áreas ganaderas donde se han implementado sistemas silvopastoriles (SSP), la riqueza de hormigas es mayor que en los sistemas con manejo intensivo. Los SSP pueden conservar entre el 92 y 61 % de la riqueza de hormigas dependiendo de la

especie arbórea que se utilice, de la densidad de árboles por hectárea y del tiempo que lleve instalado el sistema (Ramírez y Enriquez 2003, Ramírez *et al.* 2010, Sanabria-Blandón y Chacón de Ulloa 2011, Rivera *et al.* 2013).

Rivera *et al.* (2013) propusieron al género *Pachycondyla* como grupo indicador, el cual se correlacionó positivamente con la cobertura de dosel, desapareciendo de las pasturas sin árboles. Por otro lado, *Ectatomma ruidum* es propuesta como indicador negativo pues se asocia con la baja cobertura arbórea y menor diversidad en los sistemas ganaderos de Valle y Quindío. De este modo, un monitoreo rápido de la abundancia de estas hormigas podría ser de bajo costo y tiempo para medir el estado de avance de la restauración. Sin embargo, es de enorme importancia situarse en el contexto, pues *E. ruidum* en la costa Atlántica fue indicadora más de la recuperación de los bosques, posiblemente por las condiciones de baja humedad y altas temperaturas de la zona subxerofítica del Cerrejón (La Guajira), bajo estas condiciones la hormiga se favorece por la sombra del dosel.

Las hormigas también responden a la llegada de especies invasoras, como el caso de la hormiga loca (*Nylanderia fulva*), cuya presencia afecta negativamente la diversidad de otras hormigas (Chacón de Ulloa *et al.* 2000). En el bosque seco, la pequeña hormiga de fuego (*Wasmannia auropunctata*) ha sido identificada como indicadora negativa y aunque no es una especie invasora en nuestro país, en áreas altamente disturbadas llega a ser muy abundante debido a que es una excelente competidora y desplaza a otras especies (Armbrecht y Ulloa-Chacón 2003, Arcila 2007, Salguero *et al.* 2011, Achury *et al.* 2012). En el Anexo 5 se resumen los diferentes trabajos realizados en Colombia, en los cuales se han identificado especies de hormigas indicadoras de diferentes tipos de hábitats y sistemas productivos con potencial para indicar el avance y éxito de los procesos de restauración.

A continuación se presenta de manera detallada tres estudios de caso donde las hormigas han sido usadas como indicadoras para medir el avance de la restauración o rehabilitación de áreas degradadas.

Caso 1. Ocho años de monitoreo de hormigas del suelo en áreas en proceso de restauración de bosque subandino

En el paisaje rural ganadero del río Barbas (Filandia, Quindío) se realizó en el 2003 la restauración ecológica de 50 ha a partir de suelos que fueron plantaciones forestales y otros que eran pastizales, las áreas que fueron escogidas se encontraban contiguas a franjas de bosque ripario, lo cual favorece una configuración espacial que puede tener el potencial para aumentar la conectividad de 1.600 ha de bosque nativo en este paisaje.

El paisaje del río Barbas está ubicado en la vertiente occidental de la Cordillera Central, entre los municipios de Filandia y Pereira (Risaralda), entre las coordenadas 75°35'42"W-4°40'48"N y 75°39'38"W-4°42'47"N. El área se encuentra entre los 1.700 y 2.100 m.s.n.m., presenta una precipitación promedio anual de 2.000 a 3.000 mm y una temperatura promedio de 19 °C. El tipo de vegetación se caracteriza como bosque subandino, el cual cubre el 46 % del área de estudio (Rodríguez *et al.* 2004, Mendoza *et al.* 2007).

Para el muestreo de las hormigas se utilizó el protocolo de muestreo de hormigas de suelo en paisajes rurales propuesto por el IAvH (Mendoza *et al.* 2007). Los muestreos se realizaron del 2005 al 2007 y luego del 2010 al 2011, se evaluaron cinco tipos de hábitats: 1) bosques: Cañón del río Barbas y la Reserva Forestal Bremen; 2) bosques riparios; 3) áreas restauradas (R-forestal): áreas en proceso de restauración provenientes de suelos de plantaciones forestales de pino y ciprés; 4) áreas restauradas (R-past): áreas en proceso de restauración provenientes de suelos de pastizales; 5) Pastizales (Past): áreas para la cría de ganado dominado principalmente por *Pennisetum clandestinum* (kikuyo) que corresponden a la matriz del paisaje. Los resultados que se presentan a continuación se basan en un muestreo intensivo donde se extrajeron 1.504 m² de hojarasca y se instalaron 1.504 trampas de caída.

Después de ocho años de iniciado el proceso de restauración, encontramos un total de 132 especies de hormigas, los fragmentos de bosques y los bosques riparios presentan la mayor riqueza (112 -105 spp. respectivamente), fueron más estables en el tiempo como era de esperarse del ecosistema de referencia y conservaron entre el 84-79 % de las especies encontradas en el paisaje, además aportaron el mayor número de especies exclusivas (18 spp.).

Las áreas restauradas (R-forestal y R-past) mantienen cerca del 60 % de las especies del paisaje, muy por encima de los pastizales que solo albergan 47 %; sin embargo, en los últimos años las áreas restauradas han mostrado una pérdida de árboles por la entrada de ganado o por las fuertes lluvias y esto se ha visto reflejado en una disminución de la riqueza en las R-forestal, observando una pérdida del 50 % de las especies entre el 2005 al 2011. Se destaca a *Linepithema pilliferum* como la especie más abundante y dominante en los pastizales y en las áreas restauradas R-past y R-forestal. Contribuye a la similitud entre estos tipos de hábitat en un 51.6 % y forman un grupo separado de los bosques y de los bosques riparios donde su abundancia es menor al 1 %.

Algunas especies de hormigas asociadas a hábitats boscosos como *Pheidole pygmaea*, *Cyphomyrmex rimosus*, *Gnamptogenys bisulca*, *Pachycondyla aenescens*, *P. becculata*, entre otras. Con abundancias ≥ 44 % en bosques comienzan a aparecer en las R-forestal de siete años con abundancias ≤ 14 %, indicándonos el avance de las áreas restauradas hacia las condiciones boscosas. Los resultados del monitoreo evidencian el gran aporte de las áreas restauradas a la conservación de hormigas del paisaje (60 %), su estrecha relación con el microhábitat revela los cambios físicos observados en la estructura y composición de la vegetación en las áreas restauradas; factores como la cantidad de hojarasca y la presencia de ramas huecas y troncos en descomposición en las áreas restauradas pueden estar limitando el establecimiento de las hormigas del bosque.

Por otro lado, las áreas restauradas son franjas pequeñas y estrechas rodeadas de extensas áreas de pastizal, pueden estar sometidas a un fuerte efecto de borde y esto puede estar favoreciendo la presencia y abundancia de *Linepithema pilliferum* que también puede ser una fuerte competidora para las especies del bosque.

Se recomienda monitorear la abundancia de *Linepithema pilliferum*, *Gnamptogenys bisulca*, *Pachycondyla aenescens*, *P. becculata* y *Cyphomyrmex rimosus*. Estas especies son fáciles de identificar y de muestrear, y su presencia y abundancia está fuertemente relacionada con la calidad del hábitat y reflejarán el estado de la restauración.

Una vez detectadas las especies claves para el monitoreo no es necesario un muestreo intensivo como los realizados en este estudio, los muestreos pueden ser dirigidos a la búsqueda de las especies indicadoras, el trabajo de campo y de

laboratorio y la obtención de información rápida y precisa del avance de la restauración en los bosques subandinos del Quindío.

Linepithema pilliferum y *Pachycondyla aenescens* son especies activas sobre la superficie del suelo, con amplias áreas de forrajeo, mientras que *Gnamptogenys bisulca*, *Cyphomyrmex rimosus* y *P. becculata* son más fáciles de encontrar buscando en ramitas huecas o en troncos en descomposición. La captura manual es recomendada como el método más efectivo y selectivo para la colecta de todas las especies propuestas.

Caso 2. Monitoreo de hormigas en áreas mineras y suelos severamente degradados

La minería del carbón es un sector con un progresivo desarrollo en Colombia; entre el año 2003 y el 2007 la producción de carbón se incrementó en un 39.72 %, al pasar de 50 millones a casi 70 millones de toneladas. (Ministerio de Minas y Energía 2008). La principal forma de extracción del carbón es a cielo abierto, que consiste en la remoción total del suelo para exponer los mantos de carbón, trayendo consigo consecuencias ecológicas directas como la pérdida de hábitats y de biodiversidad.

En la mina de carbón del Cerrejón (La Guajira), se examinó el cambio en la composición y diversidad de las hormigas en áreas con diferentes edades de rehabilitación ecológica (Domínguez-Haydar y Armbrecht 2011). Para ello, se seleccionó un área donde aún no se ha habido iniciado el proceso de restauración, áreas en diferentes etapas iniciales, intermedias y avanzadas y otras no intervenidas en minería. La cronosecuencia fue la siguiente: inicial (0, 1 y 2 años), intermedio (4, 6, 7 y 8 años) y avanzado (12, 13 y 14 años). Tres bosques subxerofíticos sin intervención por actividad minera se utilizaron como sitios de referencia. Se realizaron dos muestreos entre diciembre de 2006 y julio de 2007 y en cada área se establecieron dos transectos con 10 estaciones donde se usaron trampas de caída por 48 horas, y también la captura manual de 10 minutos, realizada por dos personas.

Los resultados mostraron una respuesta positiva del ensamblaje de hormigas, en áreas entre dos o tres años de rehabilitadas la riqueza aumenta en un 70 % y la de 14 años presenta un 20 % más en relación a las áreas intermedias, lo cual estuvo correlacionado con el incremento de la cobertura arbórea y la disminución de la temperatura. Los grupos funcionales también se incrementaron con el tiempo de rehabilitación; se observó una disminución en los gremios de dominantes omnívoros y oportunistas del suelo. Especies como *Solenopsis geminata* y *Dorymyrmex biconis*, representantes de estos gremios, aportaron entre el 60 y el 77 % a la abundancia en las áreas con menor tiempo de rehabilitación, mientras que en los bosques y en las otras áreas no alcanzan un 2 %; estas especies suelen encontrarse en hábitats abiertos y con poca cobertura vegetal. El ensamblaje de hormigas del sitio de 14 años fue el más similar a los bosques de referencia; sin embargo, aún dista de tener la misma composición. Estos bosques presentan 19 especies exclusivas, frente a siete en las otras áreas, lo cual es consistente con los resultados de Majer y *et al.* (2013) quienes encontraron que después de 37 años se ha logrado la rehabilitación de los sitios pero el ensamblaje original no ha sido restablecido, sugiriendo que puede tardar más años o se puede estar ante un cambio en la trayectoria del ensamblaje hacia un nuevo ecosistema. En este estudio también se evaluó la capacidad de remoción de semillas, para ello se diseñó un experimento tipo cafetería, en el que se le ofrecieron

a las hormigas semillas de tres especies nativas. Los resultados mostraron que la tasa de remoción de semillas fue similar entre las áreas con mayor tiempo rehabilitación y el bosque. Las hormigas podrían contribuir a la restauración de funciones ecológicas (Lomov 2009) como el avance de la sucesión vegetal mediante la posdispersión de semillas y el establecimiento de plántulas en los nidos.

Caso 3. Las hormigas como indicadoras de la recuperación de cárcavas

La erosión en cárcavas se da cuando abundantes volúmenes de escorrentía se acumulan por periodos cortos de tiempo en cauces estrechos, removiendo el suelo de esta área a profundidades considerables (Poesen *et al.* 2003). La incidencia y severidad de este tipo de erosión es acrecentada por factores naturales, como la precipitación, o antrópicos como la deforestación y el pastoreo (Nadim *et al.* 2006, Rivera y Sinisterra, 2006). Una de las estrategias para el control de esta problemática es la estabilización del suelo mediante bioingeniería, la cual se basa en el uso de elementos mecánicos asociados a elementos naturales (Gray y Sotir 1996, Rivera y Sinisterra 2006). Recientemente Calle *et al.* (2013) realizaron una primera aproximación al estudio de hormigas como indicadoras de la recuperación en cárcavas ubicadas en la cuenca alta del río Cali (Valle del Cauca) (3°29'55.6"W-76°37'57"N) y en la cuenca del río Jamundí (3°18'32"W-76°34'9.6"N). En el estudio se comparó la estructura de la vegetación y la composición de hormigas entre 10 cárcavas sin ningún tipo de intervención (control) y 10 cárcavas en recuperación, intervenidas con estructuras biomecánicas (*Guadua angustifolia*) y siembra de plantas pioneras en alta densidad (*Trichanthera gigantea*, *Tithonia diversifolia* y *Croton gossypifolius*). En cada cárcava, el muestreo de hormigas se realizó en transectos de 30 m de largo por 10 m de ancho mediante dos métodos: cebos de atún con miel y búsqueda de nidos.

Los resultados mostraron diferencias en la riqueza y composición de hormigas entre cárcavas en recuperación y cárcavas control. De un total 74 especies, el 33 % fueron compartidas mostrando el efecto de la recuperación de cárcavas sobre la composición de hormigas. La riqueza de especies (59 spp.) y número de especies exclusivas (34 spp.) fue mayor en las cárcavas restauradas en comparación con las cárcavas control, que en total albergaron 40 especies y 15 de estas fueron exclusivas. De forma similar, el anidamiento fue mayor en las cárcavas en recuperación (52 % de las especies), respecto a los controles (30 %) debido a una mayor oferta de sustratos de anidamiento asociados al trabajo de restauración (bioestructuras, vegetación viva, hojarasca, ramitas y troncos), en comparación con los controles donde el suelo es el único sustrato de anidamiento y la cobertura vegetal es escasa favoreciendo especies que prefieren hábitats abiertos y secos para su forrajeo y anidamiento como *Dorymyrmex biconis*, la cual se registró exclusivamente en estos sitios (Cuezzo 2003, Cuezzo y Guerrero 2012). También se registró con mayor abundancia en el control a *Ectatomma ruidum*, *Linepithema angulatum*, *Solenopsis geminata* y especies de los géneros *Camponotus*, *Brachymyrmex* y *Pheidole*. Por el contrario, las especies registradas de forma exclusiva para las cárcavas en recuperación se han visto fuertemente asociadas con hábitats de mayor cobertura vegetal y aporte de hojarasca como bosques secundarios, bosques de regeneración e incluso bosques primarios como es la cazadora solitaria *Heteroponera inca* (Aldana y Chacón de Ulloa 1999). También se presentaron especies reportadas para cafetales de sombra como son *Crematogaster erecta* y *Procrystocerus scabriusculus*

(Gallego-Ropero *et al.* 2009), depredadoras especializadas como *Octostruma balzani* y *Strumigenys gundlachi* (Roger 1862) (Agosti *et al.* 2000; Silvestre *et al.* 2003) y depredadoras generalistas como *Odonthomachus chelifera* (Jiménez *et al.* 2008b).

A partir de los resultados, se recomiendan los cebos de atún y miel y búsqueda de nidos como métodos de poca perturbación para el estudio de hormigas como indicadores de la recuperación de cárcavas. Además, cabe resaltar que la búsqueda de nidos proporciona información adicional sobre la permanencia y colonización de unidades reproductivas de las hormigas en estos sitios, generalmente pequeños (20 x 20 m) y con pocos recursos (control), en que los resultados obtenidos con los cebos de atún con miel podrían reflejar la composición de sitios aleaños por la presencia de hormigas visitantes.

Consideraciones finales

Basados en la revisión de 53 estudios realizados en Colombia encontramos que las hormigas pueden utilizarse como herramientas para detectar: 1) el estado de conservación de los bosques, los cuales albergan la mayor riqueza y el mayor número de especies exclusivas (Mendoza *et al.* 2007, Jiménez *et al.* 2008, Chaves *et al.* 2008, Abadía *et al.* 2010); 2) especies indicadoras, según los cambios o diferencias entre la abundancia y presencia de especies o grupos de especies indicadoras (positivas: asociadas a bosques y negativas: asociadas a áreas disturbadas) (Armbrecht y Ulloa-Chacón 2000, Arcila 2007, Achury *et al.* 2012, Herrera 2012); 3) la importancia de los fragmentos de bosque y bosques riparios como reservorios de la biodiversidad de hormigas (Mendoza *et al.* 2007, Jiménez *et al.* 2008, Chaves *et al.* 2008, Abadía *et al.* 2010, Chacón de Ulloa *et al.* 2012, Herrera 2012); 4) la alta diversidad de hormigas en los bosques riparios ofrece un potencial como áreas en las cuales enfocar los esfuerzos de restauración para mejorar la conectividad del paisaje (Mendoza *et al.* 2007, Jiménez-Carmona *et al.* en prep); 5) la presencia de especies invasoras o con comportamiento "invasor" el cual se ha correlacionado con la pérdida de diversidad de otras hormigas, (Chacón de Ulloa *et al.* 2000, Armbrecht y Ulloa-Chacón 2003, Arcila 2007, Achury *et al.* 2012); 6) cambios en las prácticas de manejo de los agroecosistemas (Ramírez y Enriquez 2003, Ramírez *et al.* 2010, Sanabria-Blandón y Chacón de Ulloa 2011, Rivera *et al.* 2013); 7) cambios en los hábitats de referencia y restaurados a lo largo del tiempo (Domínguez-Haydar y Armbrecht 2010, Herrera 2012, Jiménez-Carmona *et al.* en prep).

En la actualidad, la llamada "locomotora mineroenergética" impulsada por las políticas de estado para el desarrollo económico del país, ha incrementado la producción de la industria minera en Colombia, tan solo desde el 2008 al 2012 en un 50 % (Boletín estadístico de Minas y Energía) y se prevé que aumentará para el 2014 en un 3 % más, lo que se traduce en 35 mil millones de dólares en exportaciones, siendo el sector petrolero y la minería de carbón los que más aporten al PIB. Por otro lado, la falta de regulación por parte del estado y la ineficiencia de los organismos de control han permitido el crecimiento desordenado y la minería ilegal, lo cual nos pone de frente ante una inminente crisis ambiental. En este contexto, los trabajos de restauración y el potencial del monitoreo de las hormigas como herramienta complementaria para la evaluación de las iniciativas de restauración y rehabilitación en diferentes escenarios toman gran relevancia para desarrollar protocolos que permitan una rigurosa evaluación técnica, determinar los impactos negativos de un proyecto y proponer las medidas necesarias para hacerlo sostenible y para que la recuperación del ecosistema sea exitosa.



LOS ESCARABAJOS COPRÓFAGOS Y SU MONITOREO EN LA RESTAURACIÓN DE ECOSISTEMAS

Carlos A. Cultid-Medina y Claudia A. Medina

Los escarabajos coprófagos son un grupo de insectos ampliamente estudiados como indicadores ecológicos de disturbios antrópicos (Halffter y Favila 1993, Nichols *et al.* 2007, Escobar y Chacón 2000, Gardner *et al.* 2008). Debido a que muchas especies de escarabajos dependen de bosques nativos, los ensamblajes de escarabajos coprófagos son altamente sensibles a procesos de disturbios como fragmentación y transformación de los bosques (Klein 1989, Nichols *et al.* 2007, Gardner *et al.* 2008). Los escarabajos coprófagos reúnen una serie de características que los hacen un grupo clave en el monitoreo de conservación y restauración ecológica: 1) muestreo fácil y estandarizado; 2) taxonomía accesible; 3) presentan amplio rango de distribución geográfica; 4) los ensamblajes presentan diferencias interespecíficas en la respuesta ante los cambios y disturbios; 5) tienen gran importancia ecológica y económica y 6) su respuesta ecológica se correlaciona con la diversidad de otros taxones, especialmente vertebrados (Spector 2006, Nichols *et al.* 2008, 2009).

Los escarabajos coprófagos son diversos, abundantes y se encuentran ampliamente distribuidos. Actualmente, se conocen en el mundo cerca de 5.700 especies y 227 géneros (Scholtz *et al.* 2009) de los cuales unas 1.300 especies y 70 géneros se encuentran distribuidos en el trópico. En Colombia se han registrado 283 especies y 35 géneros (Medina *et al.* 2001) pero se considera que el número de especies puede estar cerca de las 400 (Cultid *et al.* 2012). A pesar de ser llamados coprófagos, es importante resaltar que algunas especies son carroñeras y otras detritívoras; pueden encontrarse en hojarasca, frutos en descomposición o asociadas a hongos, otras presentan especializaciones particulares como ser depredadores de quilópodos y estar asociados a nidos de hormigas o a bromelias (Morón 2003).

Colombia cuenta con una larga historia de muestreos de escarabajos coprófagos, que abarca por lo menos 35 años (no continuos) de estudios realizados a diferentes escalas (e.g. Howden y Nealis 1975, Escobar *et al.* 2005, Barraza *et al.* 2010, Delgado *et al.* 2010, Concha *et al.* 2010). Durante los últimos 15 años se han realizado esfuerzos para compilar y analizar bajo una perspectiva multiescalar la información ecológica obtenida a partir de inventarios, que en su mayoría tuvieron alcance local (Escobar 2000, Medina *et al.* 2002, Escobar *et al.* 2007, Cultid *et al.* 2012). Sin embargo, antes

del presente libro no existía una iniciativa nacional dirigida hacia el diseño de un programa de monitoreo de escarabajos coprófagos (ni para muchos de los grupos que aquí se presentan). No obstante, a escala global se han publicado recientemente trabajos que ofrecen pautas generales para el monitoreo, a mediano y largo plazo de la diversidad de escarabajos coprófagos en ecosistemas tropicales (Quintero y Roslin 2005, Escobar *et al.* 2008, Barnes *et al.* 2014). En este capítulo se presenta un protocolo general para el monitoreo de escarabajos coprófagos en procesos de restauración ecológica, basado en el análisis de los cambios de la diversidad de los ensamblajes a corto (1-3 años), mediano (3-10 años) y largo plazo (> 10 años). El protocolo presenta una estructura sencilla que puede ser implementada por personas no especializadas. En este sentido, se espera que este protocolo facilite el seguimiento de los ensamblajes de escarabajos coprófagos en un proceso de restauración ecológica.

Clasificación taxonómica y características generales de los escarabajos coprófagos

Los insectos a los que nos referimos en esta sección del libro pertenecen al orden megadiverso de los coleópteros y a la familia Scarabaeidae, subfamilia Scarabaeinae; ampliamente conocidos como escarabajos coprófagos, por su asociación con el excremento de vertebrados, principalmente de mamíferos. Se distinguen de otros escarabajos por que tienen antenas con 9 o 10 antenómeros, mandíbulas parcialmente membranosas, escutelo generalmente no visible dorsalmente (a excepción en América del género *Eurysternus*) y pigidio expuesto, no cubierto por

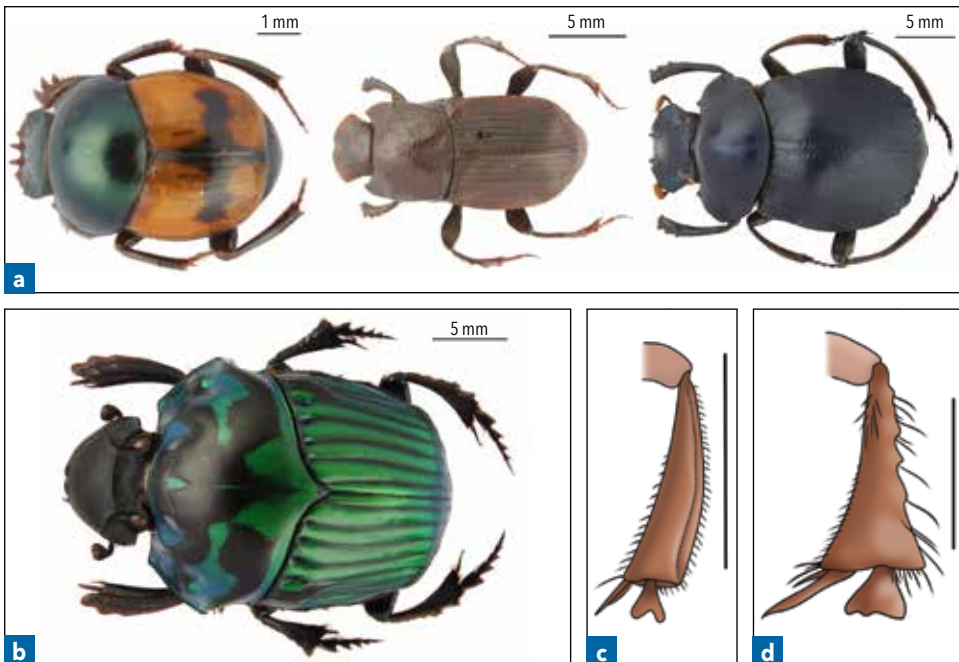


Figura 37. a) ejemplos de formas corporales de los escarabajos coprófagos; b) partes corporales (vista dorsal); c) y d) forma general de las patas de rodadores y cavadores. Fotografías tomadas de Cultid *et al.* 2012.

los élitros (Figura 37 a, b). Se reconocen externamente por su forma ovalada (algunas pocas especies son aplanadas o rectangulares) la cabeza aplanada (en forma de pala) y patas muy desarrolladas. La mayoría de las especies en los Andes son oscuras, de color café o negro, pero algunas presentan colores iridiscentes, principalmente las especies de tierras bajas. Los machos de algunas especies pueden tener cuernos o tubérculos en la cabeza y protórax (Figura 37 a).

De acuerdo a su comportamiento y estilo de vida, presentan algunas adaptaciones morfológicas, que son usadas para definir, de forma general, algunos gremios funcionales. En la literatura, la clasificación más usada considera tres grupos o gremios: rodadores, cavadores y residentes (endocópridos). Los rodadores presentan generalmente patas delgadas y alargadas (Figura 37 c) que les facilita formar y rodar bolas de excremento antes de enterrarlas, mientras que los cavadores se caracterizan por presentar patas robustas y espinosas (Figura 37 d) con las cuales extraen pedazos de excremento (sin formar bolas perfectas) que luego entierran cerca al sitio donde encontraron el alimento. Por su parte, los endocópridos prefieren anidar al interior del excremento o entre el excremento y el suelo. El comportamiento reproductivo de los escarabajos coprófagos y sus estrategias para minimizar competencia en el uso del recurso son muy complejas, por lo tanto, para conocer más detalles, se recomienda revisar los siguientes autores: Halffter y Edmonds (1982), Cambefort y Hanski (1991), Gill (1991), Feer y Pincebourde (2005).

Protocolo para el monitoreo de escarabajos coprófagos basado en datos de abundancia, biomasa y diversidad

El diseño e implementación de un programa de monitoreo debe seguir las mismas pautas que un programa de muestreo. Una de las principales ventajas de trabajar con escarabajos coprófagos radica en que existe un método de muestreo estándar (al menos en conceso), económico y basado principalmente en un único método de captura: trampas de caída acondicionadas con cebo (excremento o carroña). No obstante, hacer un monitoreo no es igual a muestrear, el muestreo hace parte del monitoreo y este último tiene un componente temporal orientado hacia el seguimiento de los ensamblajes, para lo cual un método de muestreo estándar y sencillo garantiza repeticiones en el tiempo y el espacio.

Para el desarrollo del monitoreo se seguirán tres fases: 1) selección del sistema o "hábitat de referencia"; 2) premuestreo y montaje de la colección de referencia; 3) implementación del monitoreo con base a criterios, indicadores y verificadores. Las tres fases deben estar articuladas y es importante que se ejecuten bajo la estrecha colaboración entre dos niveles de implementación: técnico y experto (Figura 38). El nivel técnico incluye aquellas personas que no son necesariamente biólogas o que no tienen experiencia en el trabajo con escarabajos coprófagos, pero serán quienes ejecuten el programa de monitoreo. El nivel experto involucra a los biólogos con experiencia en ecología y taxonomía de escarabajos coprófagos, ellos asesoran la separación e identificación de las especies, y guiarían el análisis de la información ecológica a lo largo del tiempo.

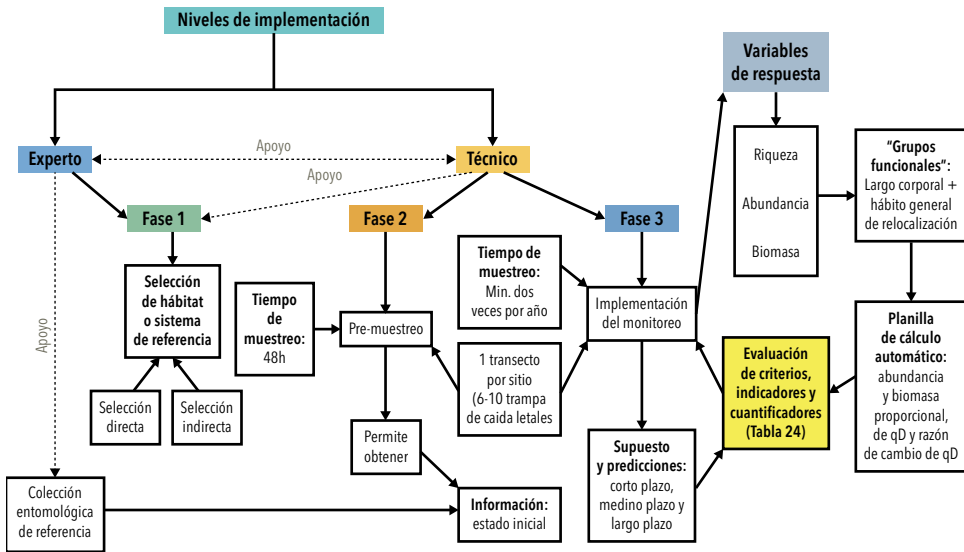


Figura 38. Resumen del protocolo para el ajuste e implementación del programa de monitoreo con escarabajos coprófagos. Modificado de Cultid *et al.* 2012.

Fase 1. Selección del sistema o hábitat de referencia: a diferencia de otras regiones del mundo, en el neotrópico gran parte de la diversidad de escarabajos coprófagos se concentra al interior de los bosques nativos (Gill 1991, Escobar *et al.* 2007). Por esta razón, la fragmentación y deterioro de los bosques afectan negativamente a los ensamblajes de estos escarabajos. En este sentido, el sistema de referencia o hábitat de referencia para el monitoreo de los Scarabaeinae será el bosque nativo. Sin embargo, en paisajes con alto nivel de fragmentación (e.g. escenarios agropecuarios), no es posible encontrar bosques nativos de gran tamaño y maduros. Por lo tanto, es probable que la fauna de Scarabaeinae asociada a los parches de bosque remanentes sea apenas una muestra de la riqueza que en algún momento estuvo presente en el paisaje; normalmente persisten aquellas especies más resistentes a los disturbios antrópicos. En consecuencia, la selección del sistema o hábitat de referencia tendrá dos aproximaciones:

Selección directa: será posible cuando en el paisaje existan parches de gran tamaño (> 100 ha). Normalmente, y dependiendo de la altitud e historia de disturbio del paisaje, parches de bosque con un área superior a las 100 ha pueden conservar una muestra representativa de la fauna de escarabajos coprófagos asociada a bosque maduro.

Selección indirecta: en paisajes muy fragmentados (e.g. valles interandinos de los ríos Cauca y Magdalena o la llanura del Caribe) normalmente persisten parches con un área inferior a las 100 ha y muy aislados; por lo tanto, la selección del sistema de referencia y establecimiento de la diversidad esperada al final del proceso de restauración requiere un proceso más amplio. En primer lugar, se deben muestrear los parches de bosque que persisten en el paisaje. En segundo lugar se deben buscar todas las listas de especies disponibles para zonas similares a la que será restaurada. De esta forma se establecerá el rango de diversidad posible asociada al bosque

nativo; esta información otorgará un riqueza potencial de los bosques con bajo nivel de disturbio antrópico. Tercero, se debe establecer cuánto aportan los parches de bosque remanentes a la riqueza esperada bajo una circunstancia de menor disturbio (a la lista potencial de especies, paso anterior).

Precauciones en la selección del sistema o hábitat de referencia:

1. Esta fase se enmarca en la fase analítica del proceso de restauración ecológica, por lo tanto, la búsqueda de información base para definir el sistema de referencia, debe estar en sintonía con los objetivos de restauración.
2. La información base para la selección del sistema o hábitat de referencia debe ser otorgada por el nivel especializado. Aunque se cuenta con un marco conceptual muy desarrollado para el muestreo de escarabajos coprófagos de Colombia, la taxonomía del grupo en el país se encuentra en revisión y es muy importante que las listas compiladas sean consensuadas por el nivel especializado.
3. En la selección directa, la lista de especies base se obtendrá a partir del premuestreo. Aunque exista una lista de especies para el paisaje de interés, es importante contar con un muestreo del momento inmediatamente previo al proceso de restauración.
4. En la selección indirecta nunca se tendrá una lista de especies fija, en su lugar se debe considerar un rango de especies y un rango de valores de diversidad (si es el caso).
5. Aunque en la selección directa es posible obtener una lista de especies *in situ* de uno o varios parches grandes, es importante recordar que un muestreo rápido de diversidad nunca ofrecerá una visión absoluta de la diversidad de escarabajos coprófagos (Escobar *et al.* 2008). Por lo tanto, en la fase analítica y con base a la información compilada, es importante considerar que especies están o no presentes en la lista de referencia del paisaje de interés.
6. En la compilación de la información para la construcción de la lista de especies de referencia es importante tener precaución de usar datos que provengan de localidades similares al paisaje de interés, con respecto a la historia de manejo, rango altitudinal, contexto biogeográfico y tipo de formación vegetal.
7. En la compilación de la información se debe dar prioridad a listas de especies obtenidas con el mismo método de muestreo que será usado durante el monitoreo (en este caso, trampas de caída con cebo). Nunca se debe descartar la información obtenida con métodos complementarios de muestreo (e.g. trampas de intercepción área, necrotrampas, captura manual, colecta ocasional).

Fase 2. Premuestreo y montaje de colección entomológica de referencia: el premuestreo de escarabajos coprófagos es un inventario rápido de diversidad del área seleccionada para el proceso de restauración (fase diagnóstica, Figura 5). El premuestreo debe permitir: a) conocer las especies asociadas a los parches de bosque (sistemas o hábitats de referencia) presentes en el paisaje de interés; b) refinar aspectos operativos del monitoreo (e.g. número de transectos y trampas por transecto); c) obtener información sobre el estado inicial de los ensamblajes antes del proceso de restauración, esto se considera no solo para las zonas que serán restauradas sino también para los sistemas o hábitats de referencia; d) construir una colección entomológica de referencia. Está última actividad es muy importante,

debido a que los niveles técnico y especializado deben colaborar de forma directa para afinar el protocolo y diseño del monitoreo.

Método de captura-transecto y trampas de caída con cebo: para efectos de un muestreo rápido, comparativo e informativo, se recomienda la instalación de transectos compuestos por trampas de caída. Para el desarrollo de este protocolo se recomienda usar el modelo de trampa letal (Figura 39), que está constituida por un vaso o bote de plástico con una capacidad mínima de 500 ml, el cual se entierra a ras del suelo. En el momento de ser instalada, la trampa se debe cubrir con un plato desechable de más o menos 20 cm de radio sostenido por dos soportes metálicos en forma de U invertida, de tal forma que la cubierta quede a 20 cm de la boca del vaso. El cebo o atrayente se ubica en un vaso más pequeño de 30 o 50 ml sujetado por dos alambres sostenidos desde la parte superior de los soportes metálicos (Figura 39). En el fondo del vaso se vierte una solución para el sacrificio de los escarabajos, se recomienda usar agua saturada de sal o alcohol entre el 50-70 %. Otras soluciones, como agua jabonosa, pueden comprometer la integridad de los especímenes y reducir la captura por el olor del detergente.

Número de transectos y trampas: Dependerá de la escala del proceso de restauración y el número de sitios a ser intervenidos. Se recomienda que por cada sitio de interés (hábitats de referencia y sitios que serán restaurados) se instale un transecto compuesto por seis o 10 trampas de caída, separadas entre sí por 50 metros. Si se instala más de un transecto se recomienda que estén separados por una distancia mínima de 200 m. En general, se usan transectos lineales pero en muchos casos el tamaño de los parches de hábitat no permite instalar una línea recta de trampas. La forma en que se disponen espacialmente las trampas no influye en el muestreo, siempre y cuando se mantenga la distancia de separación entre las trampas y que éstas se ubiquen

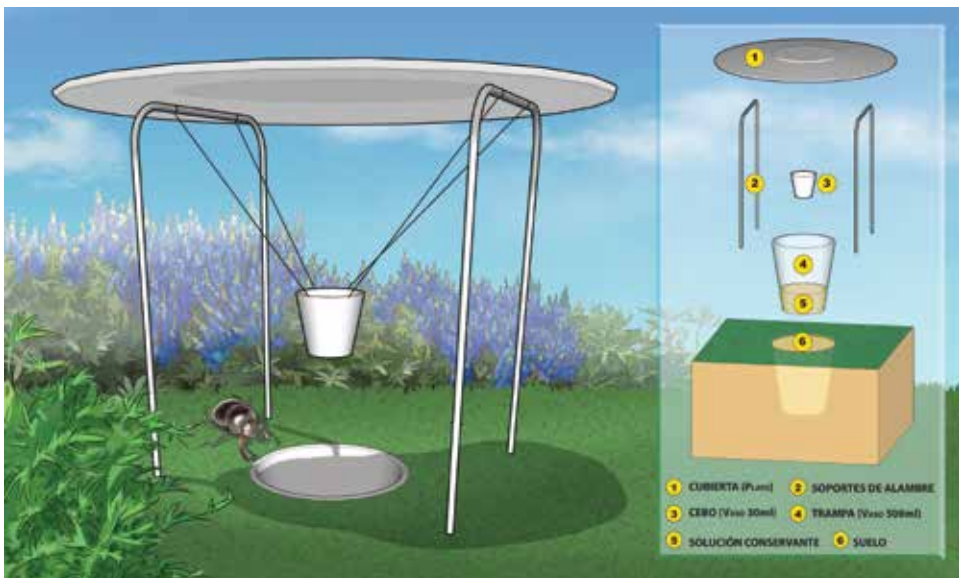


Figura 39. Diseño general de una trampa de caída letal. El plato debe incrustarse en el alambre para que este quede sujeto.

al interior de un mismo parche de hábitat. La Tabla 22 reúne información sobre las pautas y materiales requeridos para el montaje de un transecto de seis trampas.

Tiempo de actividad de las trampas: tanto en el premuestreo como todos los momentos del monitoreo, las trampas deben estar activas 48 horas. Se recomienda realizar una revisión de las trampas a las 24 horas, en ese momento se deben renovar o reemplazar los cebos secos o perdidos y recolectar los escarabajos que hayan sido capturados. En la Tabla 23 se presentan las pautas y materiales de campo necesarios para la revisión de las trampas (Modificado de Cultid *et al.* 2012).

Tipo de cebo: excremento humano es el cebo más usado en los muestreos de escarabajos coprófagos en todo tipo de ecosistemas. Por cuestiones operativas, se recomienda usar una mezcla de excremento humano y cerdo en una proporción 7:3, evitando usar excremento de cerdos alimentados con concentrado. En tierras bajas (≤ 1000 m) se recomienda usar necrocebos, los cuales pueden consistir en entrañas de pollo o de pescado descompuestas. En estos casos se sugiere alternar los cebos entre las trampas, por ejemplo: trampa 1-coprocebo, trampa 2-necrocebo, trampa 3-coprocebo, etc.

Colección entomológica de referencia: para la construcción de la colección de referencia es importante seguir las pautas para el procesamiento de las muestras en campo (Tabla 23). Esto garantizará el buen estado de los especímenes para su posterior determinación taxonómica y almacenamiento final en una colección entomológica.

Tabla 22. Materiales y pautas para la construcción de trampas de caída e instalación de los transectos de muestreo.

Actividad	Cantidad	Material
Construcción de las trampas	6	Vasos plásticos o desechables de 500 ml
	6	Platos desechables plásticos de mayor diámetro posible (e.g. 25–30cm): estos representan la cubierta plástica. Los platos blancos son particularmente útiles para ver fácilmente las trampas en el interior del bosque o en cultivos muy densos
	6	Vasos o copas desechables de 30ml (aprox. 1 onza): se usarán para el cebo
	2 (m)	Alambre dulce calibre 12 o 14: este se usa para los soportes que sostendrán el cebo y la cubierta plástica
	1 (m)	Alambre delgado: se usa para colgar el recipiente del cebo en el soporte de alambre
Instalación del transecto	1	Decámetro: no obstante, en algunos casos es muy útil usar una cuerda de 100 m marcada a 50 m
	1	Pala de jardinería (cuando el suelo lo permite), en casos donde el suelo es muy duro se recomienda usar un barretón de caña o barretón delgado, en algunas regiones se conoce como sacabocados y lo usan en el campo para hacer hoyos
	1	Rollo de cinta para marcar: esta cinta puede ser reflectiva o cinta "Peligro" que se encuentra en cualquier ferretería. Esta cinta se usará para marcar la posición de cada trampa

Tabla 23. Pautas generales para la revisión de las trampas de caída durante el muestreo.

Proceso	Pautas
Revisión de trampas de caída en campo. Se requiere el uso de guantes de forma permanente, recuerde que está trabajando con excremento. Por lo tanto antes de salir a campo revise que cuenta con guantes desechables, pinzas, libreta de campo (resistente al agua), lápiz (o rapidógrafo), etiquetas y la cantidad necesaria de bolsas	Retire el vaso del suelo. Tenga cuidado en caso de estar inundada la trampa, en dicho caso guarde primero los especímenes que estén flotando en la parte superior
	Vierta el contenido del vaso en un colador sobre una bandeja amplia (en lo posible blanca), se puede usar la cubierta de la trampa como bandeja. Busque especímenes entre residuos (barro, excremento o material vegetal) que se hayan acumulado en la muestra
	Prepare una etiqueta temporal para rotular la muestra (papel pergamino marcado con lápiz), esta debe ser marcada con el nombre del hábitat, número de transecto y de la trampa, fecha y algún nombre o código adicional que sea requerido para diferenciar el sitio de estudio
	Guarde la muestra lo más seca y limpia posible en una bolsa de cierre hermético y rotúlela. Si no es posible llegar pronto a una estación de trabajo (en el lapso de un día) agregue alcohol
Preparación de las muestras en estación de trabajo en campo. Si no hay una estación de trabajo en la zona de estudio, no olvide agregar alcohol a las muestras colectadas en campo y guardarlas ordenada y debidamente rotuladas (interna y externamente). Procure procesar las muestras en el menor tiempo posible	En una bandeja blanca vierta la muestra y el contenido de cada bolsa, cuente y registre en la libreta de campo el número de individuos por muestra. Es posible que algunos especímenes sigan vivos, por lo tanto coloque los individuos en una cámara letal (con acetato de etilo o de metilo) durante media hora
	Lave y limpie lo mejor posible los especímenes
	Si es posible, deje secar al sol y en camas de papel absorbente los individuos de cada muestra (sin mezclar muestras)
	Después de secar los individuos, guarde cada muestra en bolsas herméticas pequeñas debidamente rotuladas. Antes de cerrar la bolsa, vierta una pequeña cantidad de Isoconazol (antimicótico) diluido con un poco de alcohol. En lo posible, una bolsa por muestra pero si hay una gran cantidad de individuos por muestra (> 30 individuos y de diferentes tamaños), divida la muestra en varias bolsas debidamente rotuladas; trate de separar individuos grandes de los pequeños, de esta forma evitará el daño de los especímenes

En las figuras 40 y 41 se dan las pautas generales para dos métodos de montaje: sobres de colección en seco y montaje en alfiler entomológico respectivamente. La determinación taxonómica debe involucrar el nivel especializado. Para quienes ya han tenido experiencia en entomología y en el estudio de los Scarabaeinae, la separación de los géneros se puede hacer usando claves taxonómicas o guías de campo (Medina y Lopera 2000, Vaz de Mello *et al.* 2011). Se recomienda que la identificación taxonómica de las especies sea verificada por un taxónomo o verificadas con la Colección de Referencia de Escarabajos Coprófagos de Colombia (CRECC) que se encuentra actualmente en el Instituto Humboldt.

Fase 3. Implementación del monitoreo de escarabajos coprófagos en un proceso de restauración ecológica: para esta fase se deben evaluar los cambios en la diversidad de los ensambles de escarabajos coprófagos a través de una herramienta de análisis

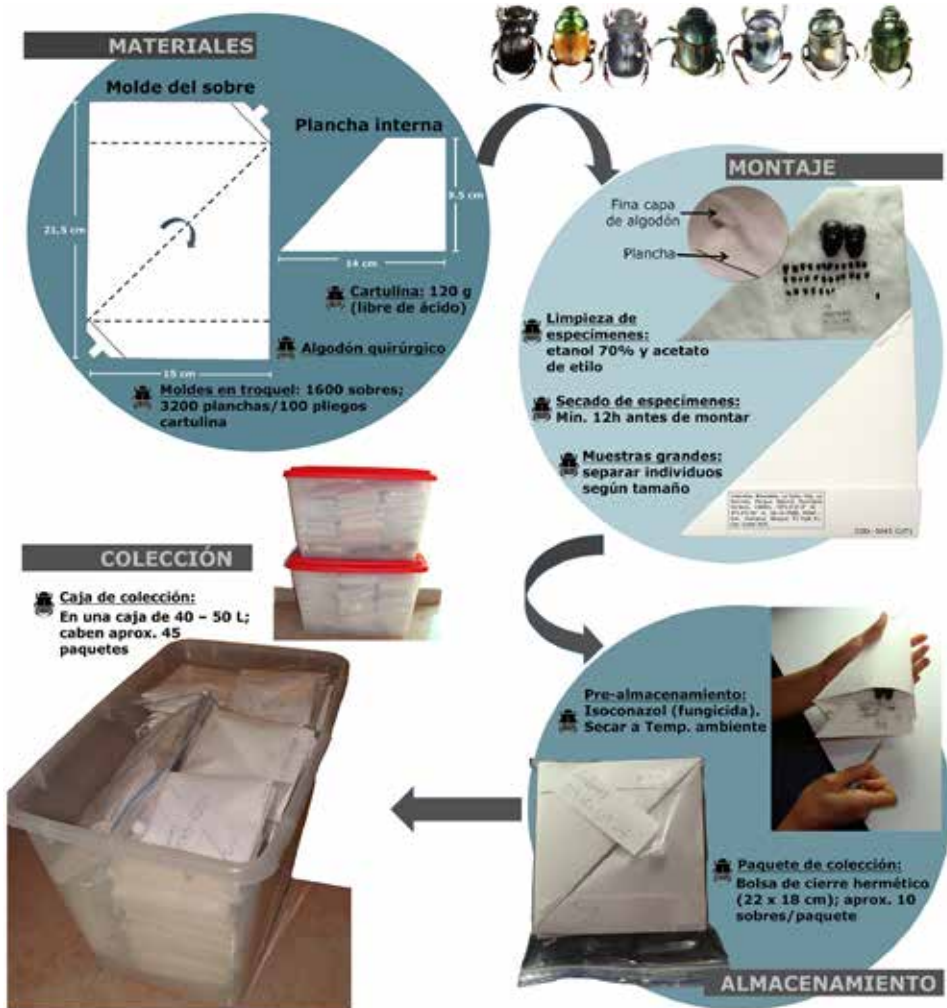


Figura 40. Pasos para la curaduría y montaje de la colección de referencia. Modificado de Cultid *et al.* 2012.

que permitirá verificar tres criterios: diversidad ecológica, composición de especies y grupos funcionales (Tabla 24).

Base conceptual: esta herramienta se basa principalmente en la diversidad ecológica medida en número efectivo de especies o diversidad de orden q (qD) (ver detalles en Jost 2006, Moreno *et al.* 2011). La diversidad qD es una medida comparable e intuitiva que tiene ventajas sobre los índices de entropía clásicos de Shannon y Simpson: la diversidad se expresa en unidades biológicamente interpretables "número efectivo de especies" y permite determinar directamente cuantas veces es más diverso un ensamblaje con respecto a otro. Este último aspecto es valioso para el monitoreo de procesos de restauración ecológica ya que puede ayudar a determinar directamente cuántas veces se incrementa o disminuye la diversidad con respecto al sistema o hábitat de referencia o en relación con el momento inicial.

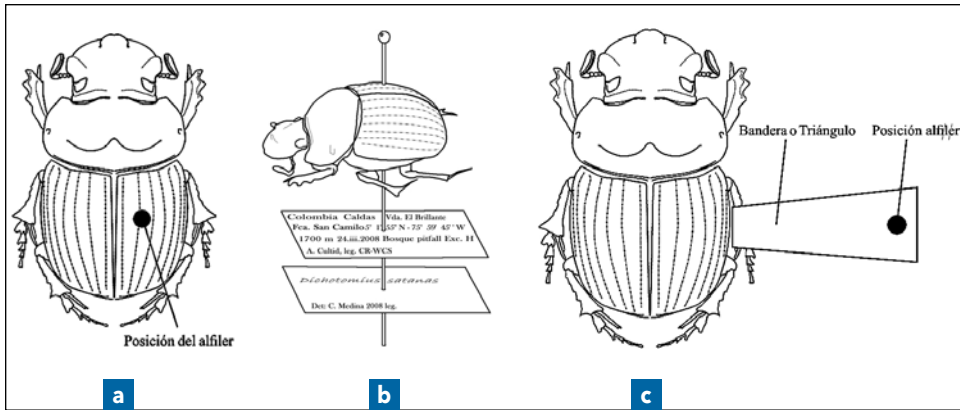


Figura 41. Montaje en alfiler (Individuos con largo corporal > 10 mm): a) se muestra la posición relativa donde debe ser insertado el alfiler (calibre 2); b) se muestra el orden en que deben ser colocadas las etiquetas de localización y determinación taxonómica. Especímenes con un largo corporal entre 5 y 10 mm pueden ser montados usando alfileres de calibre 1 o 0; c) montaje en banderilla (Individuos con largo corporal < 10 mm): se recomienda hacer las banderillas con papel Bond (120 gr.) libre de ácido. Tomado de: Clutid *et al.* 2012.

Para el cálculo de $^{\circ}D$ se usarán dos expresiones de la abundancia: número de individuos y biomasa. El número de individuos es comúnmente usado para estimar la diversidad de un ensamblaje dado y se ha usado ampliamente en la evaluación ecológica de los escarabajos coprófagos. Sin embargo, trabajos publicados recientemente han retomado la idea de incorporar la biomasa como una medida sustituta de la abundancia debido a que puede dar información complementaria sobre la respuesta de los ensamblajes de escarabajos ante los disturbios antrópicos (Nichols *et al.* 2007, Gardner *et al.* 2008).

Supuesto: el éxito de un proceso de restauración ecológica en un hábitat determinado se reflejará en cambios relativamente rápidos en la distribución de la abundancia y biomasa de las especies del ensamblaje, así como en la ganancia de especies propias de bosque. Estos cambios se reflejarán en la diversidad de escarabajos coprófagos entre sitios de muestreo y a lo largo de los momentos del proceso de restauración.

Predicción: teniendo en cuenta que los ensamblajes de escarabajos coprófagos en Colombia están compuestos principalmente por especies de afinidad neotropical con una alta preferencia por bosques maduros, se espera que a medida que avance el proceso de restauración la diversidad de los ensamblajes se incremente y se acerque a la diversidad del sistema o hábitat de referencia, composición e intensidad de grupos funcionales del hábitat o sistema de referencia. Aún no existe suficiente información o casos de estudios que permitan predecir en detalle que pasará a corto (0-1 año), mediano (2-5 años) y largo plazo (5-10 años o > 10 años). Sin embargo, es posible que a corto y mediano plazo las zonas en regeneración puedan contener entre el 25 y 50 % de la diversidad contenida en el sistema de referencia y que se presente un incremento en la abundancia de especies propias de hábitats nativos y de gremios sensibles tales como los grandes y pequeños rodadores. En ningún caso, y por razones asociadas a factores espaciales, históricos y la dinámica temporal de las comunidades, es posible esperar que se alcance un 100 % de regeneración.

Tabla 24. Criterios, indicadores y cuantificadores para la evaluación del éxito de procesos de restauración ecológica con base a la respuesta de ensamblajes de escarabajos coprófagos. Los cuantificadores se obtienen con la herramienta de cálculo propuesta para la implementación del monitoreo.

Item	Nombre	Descripción
1. Criterio	Diversidad ecológica (estructura)	Diversidad definida por la distribución de la abundancia/biomasa entre las especies (estructura) que componen los ensamblajes asociados a cada hábitat o cobertura vegetal (intacta, perturbada o en regeneración)
1.1. Indicador	Riqueza	Número de especies en cada hábitat o cobertura vegetal (intacta, perturbada o en regeneración)
1.1.1. Cuantificador	Diversidad 0D	Sumatoria de la abundancia proporcional de cada especie elevada a cero ($q=0$) por hábitat o cobertura vegetal (intacta, perturbada o en regeneración). Unidades: número de especies
1.2. Indicador	Diversidad general	Diversidad no sesgada por la incidencia de especies raras y abundantes (poco o muy pesadas) en cada hábitat o cobertura vegetal (intacta, perturbada o en regeneración)
1.2.1. Cuantificador	Diversidad 1D	Exponencial del índice de entropía de Shannon, $\text{Exp}(H')$. Unidades: número efectivo de especies
1.3. Indicador	Diversidad de las especies abundantes/pesadas	Diversidad definida por las especies dominantes (en abundancia o biomasa) en cada hábitat o cobertura vegetal (intacta, perturbada o en regeneración)
1.3.1. Cuantificador	Diversidad 2D	Sumatoria de los cuadrados de la abundancia/biomasa proporcional de cada especie ($q=2$) en cada hábitat o cobertura vegetal (intacta, perturbada o en regeneración). Recíproco del índice de dominancia de Simpson (J): $(1/(1 - J))$. Unidades: número efectivo de especies abundantes/pesadas
1.3. Indicador	Cambio de la diversidad (qD)	Cambio de la diversidad (qD) a través de los estados de regeneración y con respecto al hábitat o sistema de referencia
1.3.1. Cuantificador	Razón de cambio de diversidad qD	Razón entre la diversidad (qD) de cada momento posterior a la intervención de restauración y la diversidad del hábitat o sistema de referencia. También se puede calcular con respecto al momento inicial
2. Criterio	Composición de especies	Aspectos de la composición de especies de los ensamblajes asociada a cada hábitat o cobertura vegetal (intacta, perturbada o en regeneración)
2.1. Indicador	Composición de especies típicas de hábitats o coberturas nativas	Identificación de aquellas especies que se consideran propias de hábitats nativos con bajo nivel de disturbio antrópico. Grupo de especies indicadoras positivas de regeneración

Item	Nombre	Descripción
2.1.1. Cuantificador	Incidencia de especies típicas de hábitats o coberturas nativas	Identificar y listar con en el apoyo de los expertos y la información-base, aquellas especies típicas de hábitats o coberturas nativas que presentan bajo nivel de disturbio, o que están asociadas a nuestra hábitat de referencia o meta de restauración. Por cada especie reportar el número de individuos en cada cobertura vegetal evaluada
2.2. Indicador	Composición de especies típicas de hábitats o coberturas disturbadas	Identificación de aquellas especies que se consideran típicas de hábitats o coberturas vegetales disturbadas. Grupo de especies indicadoras negativas
2.2.1. Cuantificador	Incidencia de especies típicas de hábitats o coberturas con disturbios antrópicos medios o altos	Identificar y listar con en el apoyo de los expertos y la información-base, aquellas especies típicas de hábitats o coberturas nativas que presentan disturbios antrópicos medios o altos. Por cada especies reportar el número de individuos en cada cobertura vegetal evaluada
2.3. Indicador	Especies exótica	Identificación de aquellas especies que se consideran típicas de hábitats o coberturas vegetales disturbadas. Grupo de especies indicadoras negativas
2.2.1 Cuantificador	Incidencia de especies exóticas	Identificar y listar especies exóticas, no nativas del neotrópico. En el caso de Colombia y para tierras bajas (< 1500 m), solo se conoce el caso de <i>Digintonthophagus gazella</i> , especie que aprovecha hábitats abiertos o sin cobertura de dosel, principalmente potreros con actividad ganadera intensiva
3. Criterio	Grupos funcionales	Incidencia de grupos funcionales definidos por tres atributos generales: comportamiento de recolonización y uso del recurso (rodadores, cavadores y endocopridos) y tamaño corporal (grandes > 10mm largo corporal y pequeños < 10 mm)
3.1. Indicador	Incidencia de grandes y pequeños rodadores	Abundancia del gremio de rodadores en los hábitats o coberturas en regeneración. En la mayoría de los casos (en Colombia), las especies rodadoras tanto grandes como pequeñas, son las más susceptibles a los disturbios antrópica de sus hábitats
3.1.1. Cuantificador	Riqueza, Abundancia y Biomasa del gremio de rodadores	

Cuantificadores: la herramienta considera cuatro variables de respuesta las cuales se obtienen directamente del protocolo de muestreo y son la base para los verificadores de cada indicador y respectivo criterio (Tabla 24):

1. *Número de individuos:* número de escarabajos por especie en cada trampa, transecto, sitio y momento de evaluación.
2. *Biomasa:* para escarabajos coprófagos se calcula como el producto entre el peso seco promedio de cada especie/morfoespecies y su respectiva abundancia en cada sitio o momento del proceso de restauración (Peck y Forsyth 1984; Horgan 2005).

3. **Diversidad (qD):** esta variable de respuesta es compuesta y se calcula con base en la abundancia y biomasa. Para efectos del monitoreo se pueden usar tres expresiones de qD , 0D =riqueza de especies, 1D =número efectivo de especies abundantes/pesadas y 2D = número efectivo de especies muy abundantes/muy pesadas.
4. **Incidencia de grupos funcionales:** los grupos funcionales se definirán con base en el largo corporal de las especies (pequeñas < 10 mm; grandes > 10 mm) y el hábito de relocalización del recurso (cavador, rodador y residentes). Esta clasificación es la más básica y se recomienda su aplicación a nivel técnico. La asignación del grupo funcional será apoyado por el nivel especializado y se deriva de los datos obtenidos en el muestreo. La incidencia se define simplemente como la abundancia/biomasa proporcional de cada gremio en cada sitio de muestreo o momento de restauración.

Componentes de la herramienta: esta herramienta introduce componentes de fácil uso para obtener los valores de cada cuantificador:

1. **Planilla de campo:** puede ser impresa o copiada en las libretas de campo y servirá para el registro de los datos en campo. Se recomienda que exista una plantilla de campo para cada sitio y momento del muestreo (Anexo 7).
2. **Tabla de datos en hoja de cálculo tipo Excel:** para garantizar la persistencia de la información y que otros investigadores puedan verificar la calidad de la misma, se recomienda construir una tabla de datos digital. La tabla de datos se construirá en formato tipo Excel y es una modificación del formato recomendado por Villarreal *et al.* (2003) para el registro de datos de muestreo de escarabajos coprófagos (Anexo 8).
3. **Plantilla de cálculo de diversidad:** esta herramienta es digital en formato Excel y permite calcular de forma automática las tres expresiones de la diversidad, 0D =riqueza; 1D =diversidad dada por el número efectivo de las especies abundantes/pesadas y 2D =diversidad dada por el número efectivo de especies muy abundantes/muy pesadas. Esta plantilla esta compuesta por tres bloques (Anexo 9):
 - a. **Bloque de datos (A):** presenta los datos de abundancia (número de individuos) y el peso seco promedio de cada morfoespecie (masa corporal en gramos). Al hacer lo anterior, la biomasa por cada especie se calcula de forma automática. No se deben cortar celdas y no se debe modificar ninguna de las otras columnas. Se debe ingresar de forma independiente los datos de cada sitio o momento del proceso de restauración.
 - b. **Bloque de salida de medidas de diversidad (B):** una vez ingresados los datos en el bloque anterior, aquí se generan automáticamente el total de individuos y de biomasa y las tres expresiones de la diversidad (0D , 1D , 2D).
 - c. **Bloque de aporte porcentual (C):** aquí se calcula automáticamente el aporte porcentual de cada especie a la abundancia y biomasa total para sitio o momento del proceso de restauración.
4. **Plantilla de cálculo de razón de cambio de diversidad:** este componente permite obtener de forma automática la razón de cambio de la diversidad para cada expresión de la diversidad (0D , 1D , 2D), entre cada momento de la restauración y el momento inicial (e.g. 1 año después vs. 0 años) (Anexo 10). A medida que se

van ingresando los datos en la plantilla 3, se deben copiar y pegar manualmente los valores de diversidad en la plantilla 4 (Anexo 10).

¿Cada cuánto se deben hacer los muestreos de escarabajos coprófagos? esto depende de la región del país y de la altitud. En general, los ensamblajes de escarabajos coprófagos en tierras bajas (< 1.000 m) presentan estacionalidad anual en sus picos de abundancia y en la incidencia de algunas especies (Escobar 2000). Por su parte, los ensamblajes andinos (> 1.000 m) tienden a presentar una abundancia constante a lo largo del año (Escobar 2000). Estas diferencias en los patrones anuales de la abundancia son importantes para establecer la frecuencia de los muestreo para el monitoreo. Si es posible, se recomienda, más aún en zonas con fuerte estacionalidad, que durante el primer año se hagan por lo menos dos muestreos, uno en cada temporada (lluvias y seca) y a partir de esta información ajustar la frecuencia de los muestreo. Esto además permitirá acotar los intereses de la evaluación ya que algunas especies pueden presentar preferencias muy restringidas, no solo por el hábitat sino también por la estación. En localidades andinas se puede hacer dos muestreo al año, uno por cada momento de transición entre temporadas, momentos en los cuales se han detectado picos de abundancia, principalmente al pasar de la temporada seca a la de lluvias (Escobar y Chacón 2000).

Ejemplo para la interpretación de los datos obtenidos con la herramienta: suponga que se ha aislado un potrero abandonado. En el premuestreo del potrero se capturaron siete especies de cinco géneros (Anexo 11); para el premuestreo y el monitoreo se usó un transecto de seis trampas de caída letales cebadas con excremento (humano y cerdo). Se realizaron tres muestreos después del aislamiento: a un año (un potrero con mayor densidad de pioneras y algunos arbustos), a cinco años (un bosque secundario temprano) y a diez años (un bosque secundario intermedio con algunas especies arbóreas). En cada momento de muestreo se registró la abundancia de las especies y se estimó la biomasa. Al final de los 10 años se registraron 10 géneros y 24 especies de escarabajos coprófagos (Anexo 11).

Cambio de la diversidad: al examinar la razón de cambio de la diversidad se observó un incremento importante de las tres expresiones de la diversidad, tanto en términos de la abundancia como de la biomasa (Anexo 12). En el primer año el incremento estuvo entre 1,2 y 1,6 veces. A los diez años y en relación con la abundancia, la riqueza (0D) se incrementó casi tres veces, mientras que la diversidad de las especies abundantes y muy abundantes se incrementó un factor de dos. En términos de la biomasa, se presentó una tendencia similar de incremento, pero con una mayor magnitud, donde la diversidad de las especies pesadas y muy pesadas se incrementó aproximadamente en cinco y cuatro veces respectivamente.

Gremios funcionales: para evaluar el cambio en la incidencia de los gremios funcionales se requiere sumar el aporte porcentual de cada especie a la abundancia y biomasa con respecto a su gremio (Anexo 12). Esto se debe hacer para cada momento del monitoreo. Una vez construido este resumen en una hoja de cálculo tipo Excel, es posible determinar de forma visual y directa como cambia la incidencia de los gremios. Para este ejemplo, se observa como al cabo de cinco años aparecen los grandes y pequeños rodadores, al cabo de 10 años se incrementa la incidencia de los pequeños rodadores y se cuenta con representantes de cinco gremios funcionales. Esto implica que el ensamblaje de escarabajos coprófagos, además ganar especies, también ha incrementado su diversidad funcional en relación con

el rango de tamaños corporales y estrategias de relocalización del recurso. Es muy importante recordar que lo anterior es un ejemplo. Hasta la fecha no sabemos cómo es el patrón de “recuperación” de los ensamblajes de Scarabaeinae para un paisaje real en Colombia.

Géneros y especies indicadoras: para el ejemplo nos basamos en la información disponible para ensamblajes de escarabajos coprófagos que habitan los Andes occidentales de Colombia (entre los 1.300 y 2.000 m). En este sentido, y como se ha observado en otras localidades andinas, a medida que se incrementa la complejidad de la estructura vertical del hábitat, aparecen especies propias de interior de bosque andino o indicadores positivas: *Deltochilum mexicanum*, *Genieridium bodinae*, *Ontherus lunicollis*, *Onthophagus mirabilis*. En contraste, vemos como se reduce o desaparecen especies tolerantes a disturbios antrópicos (indicadores negativos): *Onthophagus curvicornis*, *Onthophagus nasutus* y *Oxysternon conspicillatum*.

Especies propuestas como indicadoras positivas y negativas: como ya se mencionó al comienzo de este protocolo, la taxonomía de los Scarabaeinae en Colombia está en proceso de revisión y por lo tanto para muchas regiones del país no es posible, por el momento, asegurar la identidad específica de elementos de los ensamblajes, principalmente de géneros como *Uroxys*, *Canthidium* y *Dichotomius* (Medina y González 2014). No obstante, algunas especies plenamente determinadas se asocian de forma clara a determinadas circunstancias o niveles de disturbio antrópico. En el Anexo 13 se muestran alguna de dichas especies, las cuales se han dividido en especies indicadoras positivas y negativas, la presencia e incremento de la abundancia de las primeras pueden indicar recuperación de los hábitats o coberturas vegetales en restauración, las segunda estarán asociadas a niveles bajos de recuperación. El ajuste e implementación del presente protocolo en diferentes regiones del país, y bajo diferentes circunstancias de regeneración, más el avance en la resolución taxonómica a nivel de especies, incrementará y hará más región-específica la lista de especies indicadoras (Anexo 13).

Consideraciones finales

La implementación y el mejoramiento del protocolo propuesto para diseñar un programa de monitoreo de escarabajos coprófagos depende de dos aspectos fundamentales: definir los objetivos de restauración y garantizar la interacción constante entre los niveles especializado y técnico. El nivel especializado debe ofrecer el soporte académico para concentrar los alcances de los objetivos de restauración y garantizar la calidad de los diferentes componentes de la Herramienta propuesta en este protocolo (e.g. programación de la hoja en Excel del Anexo 9). Por su parte, el nivel técnico es la vía directa para la retroalimentación del protocolo, las personas que se involucren a en este nivel, serán los gestores principales para el mejoramiento del protocolo, debido a que ellos estarán en campo observando y cualificando las condiciones en las cuales se desarrollará el proceso de restauración.



EL MONITOREO DE HERPETOFAUNA EN LOS PROCESOS DE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA: INDICADORES Y MÉTODOS

J. Nicolás Urbina-Cardona, Edgar A. Bernal,
Nicolás Giraldo-Echeverry y Andrea Echeverry-Alcendra

"No es necesario realizar grandes proyectos de conservación, ni hacer uso de muchos recursos para ayudar a estas especies. Con una serie de medidas muy sencillas, económicas y eficaces es posible favorecer a las poblaciones de estos animales"
Ortega-Guerrero et al. 2007.

Los anfibios y reptiles poseen un papel funcional clave en los ecosistemas y son importantes, de manera directa o indirecta, para el ser humano. Este grupo indica y sostiene la salud del ecosistema a través de diferentes procesos: ayudan a mantener las aguas limpias, soportan las cadenas tróficas (son excelentes controladores de plagas de cultivos y de vectores de enfermedades humanas); influyen la producción primaria y el ciclaje de nutrientes, polinizan los órganos florales y dispersan (y viabilizan) semillas, incrementan la dinámica de sedimentos en los cuerpos de agua (bioturbación) y, en general, mantienen el flujo de materia y energía entre ambientes acuáticos y terrestres, así como entre el dosel de los bosques y el suelo (Galindo-Urbe y Hoyos-Hoyos 2007, Whiles et al. 2013, Valencia-Aguilar et al. 2013). En este sentido, es un grupo que requiere la conservación y manejo integrado de ambientes acuáticos, terrestres para lograr la conectividad en los procesos ecosistémicos.

Actualmente, un gran porcentaje de anfibios y reptiles se encuentran en peligro debido a factores directos (e.g. enfermedades emergentes, plaguicidas, tráfico ilegal, pérdida de hábitat), indirectos (e.g. cambio climático, especies invasoras, efectos de borde, degradación del hábitat) y efectos sinérgicos que reducen la viabilidad de las poblaciones e incrementan su vulnerabilidad a la extinción (Gibbons et al. 2000, Stuart et al. 2004, Whitfield et al. 2007, Reading et al. 2010, Hof et al. 2011).

A nivel global, 1.961 especies de anfibios y 902 de reptiles se encuentran evaluadas bajo alguna categoría de amenaza (En peligro crítico [CR], En peligro [EN] y Vulnerable

[VU]; IUCN 2014). Adicionalmente, solo el 22 % de las 6.410 especies de anfibios y el 9 % las 4.256 de reptiles (IUCN 2014) se encuentran evaluadas respecto a los listados oficiales a nivel global (Frost 2014, Uetz y Hošek 2014). Colombia tiene 779 especies de anfibios y 522 de reptiles (Acosta-Galvis 2014, Bowles *et al.* en prensa) que representan el 10,7 % de las especies de anfibios y el 5,2 % de las de reptiles a nivel global. Para Colombia, entre 55 (Rueda-Almonacid *et al.* 2004, MADS 2014) y 216 especies de anfibios (IUCN 2014) están bajo alguna categoría de amenaza y entre 25 (Castaño-Mora 2002) y 22 (IUCN 2014) especies de reptiles; aunque, para este último grupo, el número de especies amenazadas se incrementará considerablemente cuando sean publicados los resultados del taller Lista Roja de los Escamados Suramericanos, llevado a cabo en octubre de 2013 (NatureServe datos no publicados). En este sentido, aún existen una gran cantidad de especies cuyo estado de conocimiento para poder ser categorizada es muy pobre, razón por la cual es prioritario realizar investigación científica que aporte información sobre tamaños poblacionales, distribuciones, uso del hábitat y amenazas en su área de distribución (Urbina-Cardona 2008, Urbina-Cardona *et al.* 2011, Böhm *et al.* 2013).

Si bien el estado de conocimiento de la ecología y grado de conservación de la herpetofauna es bajo, se sabe que el cambio en el uso y cobertura del suelo afecta este grupo a través de diferentes procesos (Gardner *et al.* 2007). Lo que no solo se evidencia en la actualidad, sino que tiene implicaciones históricas para este grupo, teniendo en cuenta que la intervención antrópica en Colombia se ha manifestado en el territorio desde antes del año 1.500, con un alto uso en ambientes andinos y en el bosque seco tropical (Etter *et al.* 2008).

Las actividades antrópicas están fuertemente ligadas a los cambios en la diversidad de los anfibios y reptiles, dentro de las cuales las más destacadas son ganadería, agricultura y tala que producen fragmentación y pérdida de hábitat y degradación de la calidad en coberturas nativas, derivando en el aislamiento ecológico de muchas poblaciones y ocasionando fuertes impactos en la estructura y composición de la herpetofauna (Gardner *et al.* 2007). Así mismo, la construcción de infraestructura y la sobreexplotación de acuíferos elimina hábitats acuáticos, la construcción de presas reduce la generación de charcas temporales y permanentes aguas abajo y la canalización de ríos y arroyos elimina posibles áreas de ovoposición de anfibios (Ortega-Guerrero *et al.* 2007). En este sentido, el impacto de la transformación del paisaje sobre las poblaciones y especies puede ser variado pero, en general, los valores de diversidad previos a la transformación son reemplazados por una muestra comparativamente menor en su riqueza y abundancia (Rudel *et al.* 2005). Adicionalmente, no solo las poblaciones se ven afectadas por la fragmentación del paisaje, también se ven afectados los servicios ecosistémicos que estas prestan, dada la dominancia y extirpación local de especies con cierto tipo de características funcionales y su influencia en los procesos ecosistémicos (Díaz *et al.* 2006). Los anfibios y los reptiles son grupos taxonómicos en general muy sensibles a los cambios o disturbios en su hábitat, respondiendo negativa o positivamente a las actividades antrópicas en los ecosistemas, razón por la cual han sido propuestos como grupo focal a la hora de monitorear y evaluar procesos de restauración (Dale y Beyeler 2001, Thompson *et al.* 2008, Dixon *et al.* 2011). Esto se debe a que las especies poseen necesidades biológicas y ecológicas particulares que los hacen sensibles a los cambios microclimáticos y de la estructura vegetal en su hábitat y, por lo tanto, vulnerables a la transformación o degradación de los ecosistemas en los cuales habitan (Cortés-Gómez *et al.* 2013).

Se ha documentado que pequeños cambios en la estructura vegetal tienen cambios drásticos en la composición de las especies de anfibios y reptiles en selvas con diferentes estadios sucesionales (Urbina-Cardona y Londoño 2003, Cortés-Gómez *et al.* 2013, Hernández-Ordóñez *et al.* en prensa). Por ende, el restablecimiento de la cobertura vegetal y específicamente la remoción de plantas invasoras, influyen positivamente la abundancia y diversidad de anfibios y reptiles (Bateman *et al.* 2008, Banville y Bateman 2012). En contraste, cuando no se asiste el ecosistema con un proceso de restauración ecológica y este es abandonado para que ocurra la regeneración natural de manera espontánea, la recuperación herpetofaunística es muy lenta, presentando tiempos diferentes de recuperación para cada parámetro de la comunidad. Así, la diversidad de reptiles y anfibios es el parámetro que, durante la sucesión ecológica, necesita menor tiempo para restablecerse (se estima que se recupera en 23 años para anfibios y 3,5 años para reptiles), seguido por la densidad de especies (28 años para anfibios y 20 años para reptiles) y finalmente por la composición de especies (858 años para anfibios y 68 años para reptiles) (Hernández-Ordóñez *et al.* en prensa). Estudios realizados en zonas de minería en rehabilitación han encontrado que nueve años después el ensamblaje de reptiles aún presenta diferencias apreciables en comparación con el ensamblaje presente en el ecosistema de referencia (Thompson *et al.* 2005); siendo las especies de hábitats arbóreos y fosoriales las que colonizan en estadios tardíos de la sucesión una vez se ha restaurado la cobertura vegetal y el suelo (Thompson y Thompson 2005).

Por lo tanto, resulta de vital importancia entender la dinámica espacio-temporal en el uso que hacen las especies a lo largo de ecotonos naturales-antropogénicos (Urbina-Cardona *et al.* 2006, Santos-Barrera y Urbina-Cardona 2011, Urbina-Cardona *et al.* 2012); esto para estandarizar estrategias de restauración adecuadas, garantizar la conservación de la biodiversidad y la relación entre sus componentes (Brooks *et al.* 2004).

Herpetofauna como indicadora de salud del ecosistema

Los anfibios y reptiles han sido propuestos como un grupo bioindicador de los sistemas que habitan, con base en los siguientes parámetros (Dale y Beyeler 2001):

- Son fáciles de muestrear: métodos de muestreo relativamente sencillos y costo-eficientes, puesto que no requieren de ningún equipo especializado, ni tampoco de una gran cantidad de personal.
- Son sensibles a los disturbios antrópicos: como se mencionó anteriormente, las necesidades particulares de microhábitat hacen de la herpetofauna un grupo muy vulnerable a cambios sutiles en la estructura vegetal y por lo tanto a cualquier disturbio antrópico. Además, en algunos casos incluso las características fisiológicas hacen a este grupo particularmente sensible; por ejemplo, algunos anfibios debido a su piel permeable y su ciclo de vida metamórfico, son muy sensibles a la absorción de sustancias que producen cambios morfológicos (e. g. miembros supernumerarios, Ballengée y Sessions 2009).
- Son "anticipatorios": algunos grupos de especies presentan disminuciones poblacionales muy fuertes frente a pequeños disturbios en el hábitat, permitiendo, tomar medidas antes de que la integridad del ecosistema se vea afectada.
- Indican cambios en las acciones de manejo: el patrón generalizado en las coberturas antrópicas y los ecosistemas alterados es un hábitat homogéneo

y conforme avanza el proceso de restauración, aumenta la heterogeneidad ambiental. Así, poco a poco se incrementa el número de especies de herpetofauna con necesidades microclimáticas particulares y van desplazando a las especies generalistas (Ríos-López y Aide 2007).

- Tienen distribuciones poblacionales agregadas: por lo general la herpetofauna tiene una distribución en parches dado que algunos sectores del bosque u otra cobertura vegetal presentan un microhábitat de alta calidad y otros no (Edgar *et al.* 2010). Esto permite que la presencia de algunas especies especialistas puedan reflejar la calidad del hábitat en determinado sitio.

Se puede esperar entonces que los mejores indicadores de las condiciones ambientales en las zonas en restauración serán los ensamblajes de especies con requerimientos de nicho estrecho, como los especialistas dietarios o con rangos de hábitat pequeños (Thompson y Thompson 2005). Por su parte, especies plásticas en su comportamiento y con nichos realizados amplios, no dependerán de la diversidad de microhábitats característicos del ecosistema de referencia que se quiere alcanzar con el proceso de restauración o rehabilitación, resultando poco útiles como indicadores de éxito en el proceso (Thompson y Thompson 2005).

Técnicas y métodos para el muestreo de los anfibios y reptiles

La técnica de inspección por encuentro visual con captura manual (VES; Crump y Scott 1994, Angulo *et al.* 2006) es la más costoeficiente para el muestreo de ensamblajes de anfibios y reptiles respecto a otras técnicas como trampas de caída y parcelas (Doan 2003). Esta técnica consiste en recorridos estandarizados por tiempo, espacio y número de personas, que realizan recorridos en búsqueda de individuos hasta 2 m de altura en la vegetación (Heyer *et al.* 1994). Cuando el VES se realiza a lo largo de transectos lineales permanentes (e.g. 50 m de longitud y a 2 m a cada lado) se convierte en un método estándar, robusto y eficiente en el inventario y monitoreo de ensamblajes; el cual permite hacer comparaciones estadísticas entre hábitats o coberturas vegetales obteniendo el mayor número de especies en el menor tiempo (Figura 42). Así, es posible obtener para cada transecto una lista de especies (composición de especies de un ensamblaje) para estimar la riqueza por sitio (diversidad alfa), el recambio de especies entre sitios (diversidad beta) y determinar patrones de dominancia y rareza en los ensamblajes (basados en la abundancia relativa de las especies). Los muestreos se desarrollan durante diferentes horas en la mañana, la tarde y la noche abarcando los horarios de actividad de las especies, definidos con anterioridad en un premuestreo. Estos muestreos se deben repetir entre tres y seis salidas al campo incluyendo épocas de lluvias, sequía, así como la transición lluvia-sequía y sequía-lluvia. Se debe invertir el mismo esfuerzo de captura (metros, horas de muestreo y personas) en cada unidad de muestreo (e.g. tipo de cobertura o nivel del gradiente), siempre muestrear con las mismas personas (para estandarizar el sesgo asociado a la imagen de búsqueda, agilidad en la captura y la experiencia en campo entre un investigador y otro) y aleatorizar el orden de inicio del muestreo entre transectos y unidades de muestreo (para controlar el sesgo del pico de actividad de las especies). Esta técnica es muy eficiente para el diseño de las investigaciones que requieren de un muestreo estratificado a lo largo de gradientes

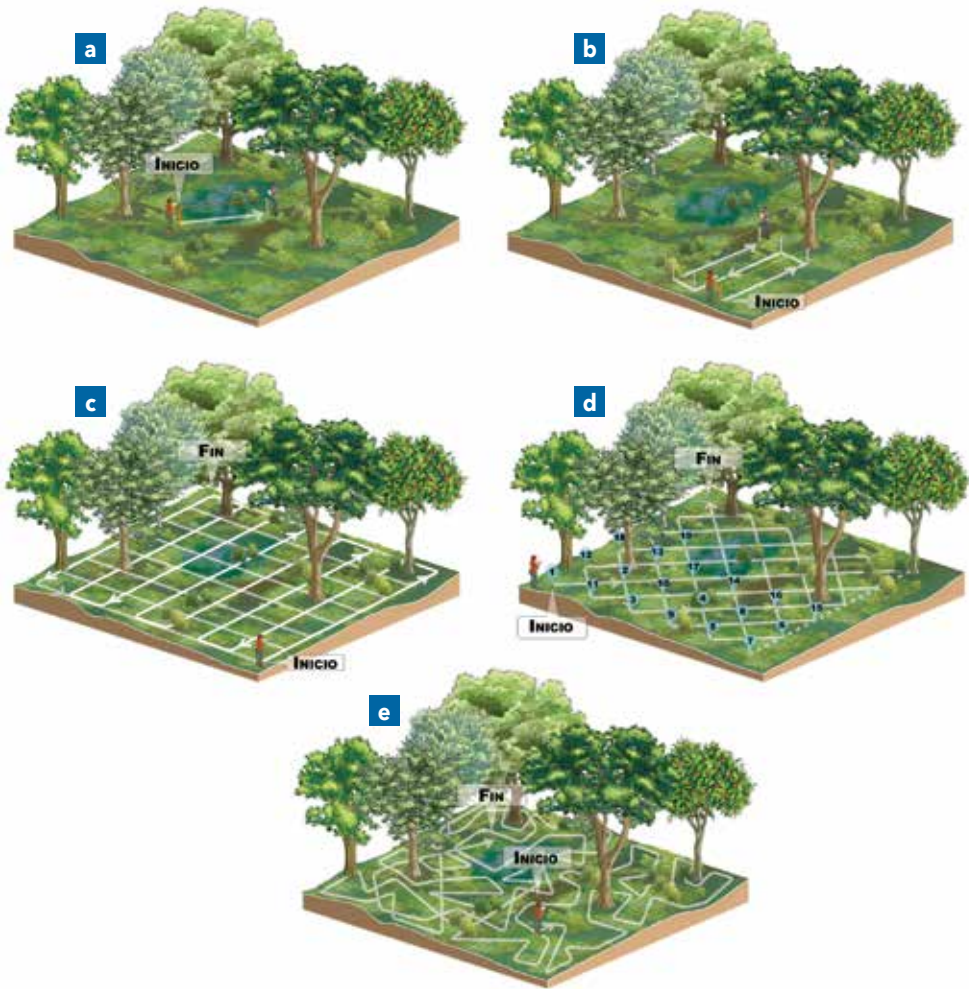


Figura 42. Diseños de transectos para muestreo de anfibios y reptiles mediante la técnica de inspección por encuentro visual (VES). a) transecto sencillo; b) transecto múltiple; c y d) diseño de cuadrante; e) recorrido aleatorio. (Modificado de Heyer *et al.* 2001, y Gallina, S. y C. López-González 2001).

espaciales (e.g. distancia a la carretera, el borde del bosque o punto de vertimiento de polutos, entre otros). Las ventajas del empleo del VES consisten en que tanto las especies como los individuos de cada especie tienen la misma probabilidad de ser observados durante la inspección. La eficiencia del muestreo de herpetofauna en transectos se puede incrementar ubicando con anterioridad costales llenos de hojarasca húmeda en el suelo (se pueden dejar al interior del costal, botellas plásticas llenas de agua y con agujeros para permitir el goteo lento y posterior descomposición de la hojarasca) los cuales sirven como refugio y sitio de forrajeo para la herpetofauna.

Es importante considerar que si bien el VES es muy eficiente en detectar las especies presentes en el sotobosque, esta técnica reduce la efectividad en la

detección de los individuos en ambientes fosoriales y de dosel (Urbina-Cardona y Reynoso 2005). Todas las técnicas de muestreo de anfibios y reptiles, también de marcaje de individuos, se encuentran reseñadas ampliamente en libros especializados (para mayor detalle consultar Heyer *et al.* 1994, Lips *et al.* 2001, Angulo *et al.* 2006, Sutherland 2006, McDairmid *et al.* 2012). En todo momento se debe tener en cuenta que la elección de la técnica de muestreo depende de: a) pregunta de investigación y objetivos específicos; b) logística (material, equipo, número de personas y su costo); c) amplitud y lejanía del área geográfica a muestrear; d) experiencia y habilidad en campo del personal; e) tipo de investigación y cuantificadores (e.g. estructura poblacional, abundancia, densidad, riqueza, diversidad, listados taxonómicos, entre otros); f) tiempo de la investigación y periodicidad del trabajo de campo; g) tratamiento estadístico y tamaño de la muestra requerido para encontrar un efecto. Algunos ejemplos de técnicas adicionales al VES son: el muestreo en copas de árboles, trampas de caída con vallas de desvío (Figura 43 y 44), apertura de calicatas en sitios clave para encontrar organismos fosoriales, uso de redes de arrastre o nasas para búsqueda de individuos en cuerpos de agua, muestreo en hábitats de reproducción, entre otros.

Finalmente, los monitoreos acústicos automatizados permiten obtener datos continuos en anuros con actividad vocal, durante las 24 horas del día y a lo largo del año, sin necesidad de contar con expediciones biológicas de gran envergadura (Aide *et al.* 2013). Esta técnica permite realizar monitoreos a largo plazo para cuantificar el efecto del cambio climático (Ospina *et al.* 2013) o la sucesión ecológica (Hilje y Aide 2012) en anuros, entre otros temas de investigación.

Algunos estudios han demostrado que con respecto a ensamblajes de especies no es necesario marcar todos los individuos dado que la tasa de recaptura es muy baja, por lo que se reduce la probabilidad de sobrestimar los tamaños poblacionales por recapturas (Cabrera-Guzmán y Reynoso 2012). Sin embargo, en estudios demográficos detallados para una sola especie, el marcaje sí es indispensable para poder ajustar los datos a modelos de captura-marcaje-recaptura (Moreno-



Figura 43. Trampa de caída con valla de desvío.

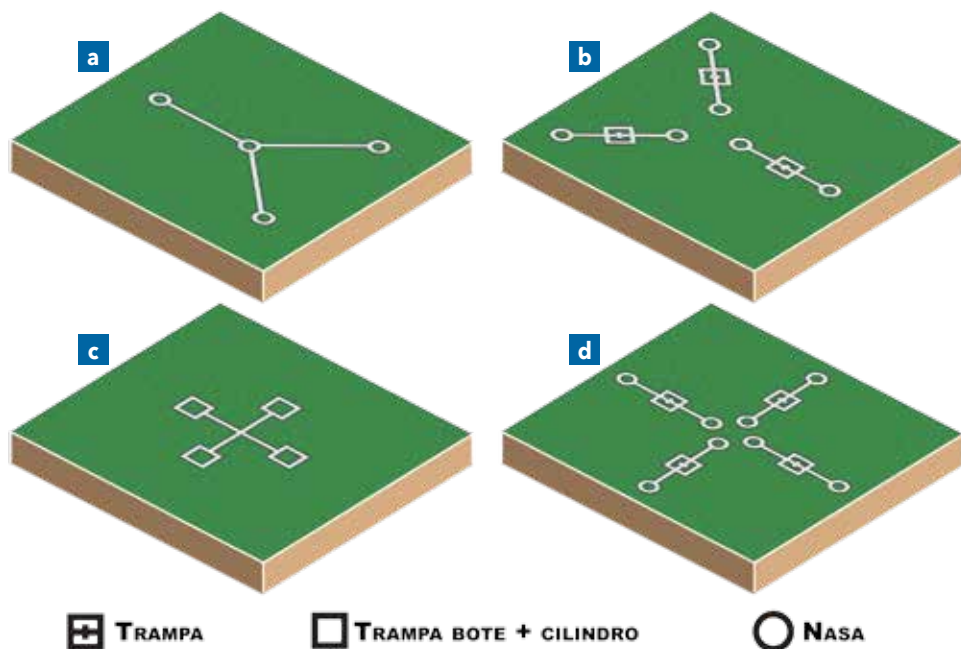


Figura 44. Vista aérea de las distintas formas para disposición de trampas de caída con valla de desvío.

Arias y Urbina-Cardona 2013). Algunas de las técnicas más comunes son corte de falanges para lagartos y anuros (Ferner 1979), muescas en las escamas ventrales para serpientes (Brown y Parker 1976), utilización de tinta fluorescente para marcar anfibios (Nishikawa y Service 1988), aplicación de esmalte escarchado en la piel de serpientes y lagartijas (Carvajal-Cogollo y Urbina-Cardona *en prensa*). Otra opción, un poco más costosa, es el marcaje de anfibios y reptiles con la inoculación de microchips y nanochips intradérmicos que permiten una identificación de los ejemplares e incluso la determinación de rangos de movimiento y de hogar.

Diseño del muestreo

Antes de iniciar la fase formal de toma de datos, es indispensable realizar un pre-muestreo para: a) identificar los impactos ambientales en la región; b) caracterizar las coberturas vegetales dominantes y reconocer ecotonos entre coberturas; c) reportarse con las autoridades y en general con las comunidades locales para pedir permiso de recorrer sus predios; d) ajustar la imagen de captura reconociendo los hábitos y hábitats de las especies, así como su forma de movimiento y grado de cripticidad con el medio; e) identificar, fotografiar y capturar algunos especímenes voucher de las especies de la región. Estos especímenes deben ser llevados a una colección biológica registrada ante el Instituto Alexander von Humboldt para ser comparados con otros especímenes y así poder identificar caracteres taxonómicos que permitan la diferenciación de especies similares, y que sean de fácil observación en campo.

Siempre es importante tener en cuenta el saber local por medio de alguna persona de la comunidad que conozca sitios posibles para el encuentro de las

diferentes especies, así como las rutas más prácticas de desplazamiento para mejorar la eficiencia del muestreo. De igual modo, la comunidad juega un papel fundamental al complementar datos sobre la historia de vida de los anfibios y reptiles, el aumento o disminución poblacional de diferentes especies a través de los años, la percepción y el grado de conocimiento y uso que poseen sobre los reptiles y los anfibios; datos fundamentales para realizar un muestreo eficiente y un plan de restauración adecuado y factible a largo plazo. Entender la dinámica de las comunidades locales nos permite identificar las mejores vías para el proceso de restauración. En este sentido, es importante analizar la condición socio-política de la zona, lo cual es un punto fundamental si se quiere tener un proceso de restauración exitoso, ya que las condiciones sociales y políticas de una comunidad pueden potenciar o detener las actividades que se pretendan llevar a cabo para procesos de conservación y restauración (Danielsen *et al.* 2007).

Para el caso de procesos de restauración ecológica, es importante realizar los muestreos siguiendo un diseño de muestreo tipo BACI (Before-After-Control-Impact), en el cual los sitios son evaluados en un periodo de tiempo antes de implementar las medidas de restauración ecológica (e.g. restauración) y después que algunos de estos sean sometidos a las medidas de restauración, todos los sitios son de nuevo evaluados y contrastados con el ecosistema de referencia. De esta forma se hará una distribución de las unidades de muestreo (e.g. transectos, trampas de caída o parcelas), en sectores ubicados dentro y fuera de la zona a ser restaurada.

Uno de los grandes retos en los estudios de restauración ecológica es la identificación de un ecosistema de referencia que sirva como control principalmente en ecosistemas tan deforestados y fragmentados como lo es el bosque seco tropical (Etter *et al.* 2008). Todos los estudios deben incluir, en la medida de lo posible, algunas unidades de muestreo (e.g. transectos, parcelas, trampas de caída) en "sitios control" al interior de áreas de gran extensión de vegetación natural remanente (fragmentos de más de 100 ha y muestreos ubicados a más de 200 m del borde físico o límite con la otra cobertura vegetal adyacente).

Si no es posible contar con un muestreo antes y después de implementar las medidas de restauración, la opción de diseño es comparar los ecosistemas de referencia; es decir coberturas vegetales naturales con diferente grado de sucesión ecológica o abandono del sistema a restaurar. De esta forma los ecosistemas de referencia reemplazan el tiempo por el espacio, en el sentido que se asume que las trayectorias observadas en sitios con diferentes tiempos de sucesión representan el comportamiento de un mismo sitio a lo largo del tiempo (Hernández-Ordóñez *et al. en prensa*).

Hay que tener presente que muchos de los ecosistemas intervenidos por algún tipo de actividad antrópica no han sido bien estudiados, por lo cual no se conoce la manera en que las poblaciones y especies de anfibios y reptiles responden a la cobertura, uso y manejo del suelo en los sistemas productivos. Es indispensable que, simultáneamente al monitoreo de anfibios y reptiles en bosques naturales remanentes, se muestreen poblaciones y ensamblajes en sistemas productivos con diferente grado e intensidad de uso; esto permitirá detectar acciones concretas y puntuales de manejo que permiten que un sistema productivo se constituya en hábitat apropiado para las especies.

Caracterización del hábitat de las especies y sus rasgos

Es importante caracterizar el microhábitat de las especies si el estudio busca no solo determinar patrones en la estructura y composición de ensamblajes o cambios en las poblaciones de algunas especies clave, sino entender cómo estos patrones responden a cambios en gradientes ambientales, estructurales y topográficos.

En el lugar donde se observó por primera vez cada individuo se debe medir la temperatura del cuerpo del organismo y del sustrato utilizando un termómetro láser (Figura 45a), registrando la temperatura máxima con una distancia mínima de 30 cm; el tipo de sustrato (y si se encuentra sobre, dentro o bajo este) y la altura de la percha, midiendo la distancia al suelo con una regla graduada. La temperatura ambiental, humedad ambiental, la velocidad del viento y la presión barométrica pueden ser medidas con un anemómetro digital; la luminosidad con ayuda de un luxómetro; el porcentaje de cobertura herbácea, cobertura de hojarasca y de suelo desnudo utilizando un cuadrante de 0,5 x 0,5 m y la profundidad de la hojarasca enterrando entre la capa de hojarasca en el suelo una regla graduada.

Para cada transecto deben ser medidas las siguientes variables: a) profundidad de la capa de hojarasca, enterrando en el suelo una regla graduada; b) porcentaje de cobertura del dosel, utilizando un densiómetro (espejo convexo con cuadrícula; Lemmon 1956); c) densidad de sotobosque, medida con una vara de 3,5 cm de diámetro y 2 m de alto, contando el número de contactos con las hojas y ramas de la vegetación; d) el pH del suelo con ayuda de un medidor de suelo; e) la pendiente es medida, con un clinómetro, registrando el valor de la pendiente mayor; y f) la distancia a los cuerpos de agua, georeferenciando todos los transectos y utilizando la función Go to del GPS desde el cuerpo de agua más cercano (diferenciando cuerpos lóticos y lénticos, estacionales y permanentes, y naturales y antropogénicos).

A cada individuo se le deben medir algunos rasgos importantes para conocer su "estado". Las siguientes variables deben ser medidas directamente en campo y al momento de la captura: para anfibios, lagartos y serpientes se debe tomar longitud rostro-cloacal (Figura 45b) y ancho cefálico con un calibrador pie de rey de 0,01 mm de precisión; para tortugas se debe tomar longitud recta del caparazón (LRC) y el peso (biomasa), utilizando una pesa digital de alta precisión (Figura 45c). Si se desea identificar grupos funcionales de especies es posible medir otros rasgos de las especies directamente en campo, en colecciones biológicas o desde la literatura científica (para mayor información consultar el protocolo de Cortés-Gómez *et al.* en prensa).

Aproximaciones para el monitoreo de la herpetofauna

La biodiversidad puede ser estudiada y, en general, abordada desde las dimensiones de la composición, estructura y función a diferentes escalas, tales como genes, individuos, especies, poblaciones, comunidades y ecosistemas (Noss 1990). En este sentido, el estudio de diversidad taxonómica, a nivel de especies y comunidades no es suficiente para identificar cambios en la biodiversidad o en general el funcionamiento de los ecosistemas (Millenium Ecosystem Assessment 2005, Díaz *et al.* 2006). Por esta razón, la diversidad funcional es una aproximación complementaria que, basada en rasgos funcionales, busca identificar el rol ecológico de las especies y su aporte a procesos y servicios ecosistémicos (Díaz *et al.* 2006, Blaum *et al.* 2011). En este sentido, se deben identificar aquellas características o



Figura 45. a) toma de temperatura del sustrato; b) medición de longitud rostro cloacal (LRC) en un ejemplar de *Anolis ventrimaculatus*. Fotografía: Andrea Echeverry-Alcendra; c) pesaje de un anuro. Fotografía: J. Nicolás Urbina-Cardona.

mecanismos mediante los cuales los organismos influyen las propiedades de los ecosistemas y por ende su funcionamiento (Díaz y Cabido 2001, de Bello *et al.* 2008). Es aquí donde el concepto de rasgo funcional entra a jugar un papel clave, este se define como “la característica de un organismo que está fuertemente relacionada con su función dentro de un ecosistema” (de Bello *et al.* 2008, Díaz y Cabido 2001, Hooper *et al.* 2005). Por ende, la diversidad funcional puede entenderse como “el valor, rango, distribución y abundancia relativa de los caracteres funcionales de los organismos que constituyen un ecosistema” (Díaz *et al.* 2006). De allí, que para evaluar la diversidad funcional, es necesario medir la diversidad en los rasgos funcionales, que corresponden a los componentes fenotípicos de un organismo (morfología, fisiología, fenología) que influyen en su crecimiento, reproducción y supervivencia, así como en los procesos del ecosistema (Petchey y Gaston 2006). Partiendo de lo anterior, al evaluar la diversidad funcional, medida como el valor y rango de aquellos rasgos funcionales (Díaz y Cabido 2001, Petchey y Gaston 2006) se le da un amplio valor al rol que ejercen aquellos grupos de especies dentro del funcionamiento de un ecosistema.

Estudios recientes en diversidad funcional faunística han demostrado que la vinculación de rasgos de historia de vida robustece los modelos que exploran efectos en el cambio del uso del suelo (Ockinger *et al.* 2010), incluso con mejor poder explicativo que variables ambientales (Stoll *et al.* 2014). Según Ernst *et al.* (2006), un taxa clave para la aproximación de la diversidad funcional son los anfibios, debido a su sensibilidad a las alteraciones del ecosistema, sus requerimientos puntuales de microhábitat (Urbina-Cardona *et al.* 2006) y su importancia ecológica (Valencia-Aguilar *et al.* 2013, Whiles *et al.* 2013). Estudios en selvas han reportado que el potrero y bordes de bosque tienden a tener especies de anfibios de mayor tamaño corporal y reptiles terrestres, mientras que el interior alberga principalmente anfibios de tamaño reducido y reptiles arborícolas (Urbina-Cardona y Reynoso 2005). Por su parte, Carvajal-Cogollo y Urbina-Cardona (*en prensa*) encontraron que los reptiles que habitan el Bosque Seco Tropical (basados en el hábito, tamaño corporal y modo reproductivo), se encuentran repartidos en siete grupos ecológicos, de los cuales el grupo que reúne a las especies ovíparas, pequeñas y diurnas tienden a habitar el interior de los fragmentos. Finalmente, Mendenhall *et al.* (2014) encontró que las especies de anfibios de gran tamaño que se reproducen en pozas prefieren hábitats humanos, mientras que especies de pequeño tamaño corporal, que se reproducen en arroyos o con desarrollo directo, dependen más de los bosques nativos remanentes.

Metas e indicadores para el monitoreo de la herpetofauna en procesos de restauración ecológica

No existe un solo cuantificador que nos dé cuenta del estado de la herpetofauna o el cambio en su dinámica después de una intervención como la restauración. A continuación, se enumeran los principales aspectos a ser monitoreados (Tabla 25).

Es importante considerar que algunos de estos parámetros pueden ser usados en conjunto para calcular índices más robustos que sugieren cómo los ensamblajes de especies difieren o se asemejan al ecosistema de referencia (Thompson *et al.* 2008) e indirectamente dan cuenta de la salud o calidad del hábitat en un sitio en proceso de restauración. Algunas de estas variables pueden ayudar a determinar si las zonas en restauración están siguiendo la trayectoria esperada y si están cumpliendo su función en la conservación de la herpetofauna o, por el contrario, están actuando como trampas ecológicas o sumideros para las especies (Croak *et al.* 2010).

Tabla 25. Criterios, indicadores y cuantificadores del estado de la herpetofauna en ambientes restaurados

	Criterio	Indicador	Cuantificador
Directos	Abundancia	Tasas de encuentro (TE; Número de individuos por especie/horas de muestreo)	Número de especies jerarquía 1 y 2, que suban a la jerarquía del ecosistema de referencia a lo largo de los monitoreos
	Riqueza	Curva de acumulación de especies (CUE; exponencial para sitios pequeños y bien estudiados o logarítmica para sitios grandes y heterogéneos)	Porcentaje de similaridad de las curvas del ecosistema en restauración y el de referencia debe ir en aumento hasta llegar a al menos el 80 % de similaridad
	Invasoras	Número de Especies invasoras (EI) a lo largo del proceso de restauración	Número de especies. La abundancia y número de especies invasoras debe irse reduciendo hasta llegar a valores similares el ecosistema de referencia
	Condición corporal de especies clave*	Índice de condición corporal (ICC)	Incremento en el ICC y porcentaje de similaridad. El ICC tiene que ser igual o mayor en las poblaciones a medida que avanza la restauración, llegando a una similaridad del 80 % con el ICC de las poblaciones control
	Biomasa de especies clave*	Biomasa (g/área) e intervalo LHC (reptiles)	Incremento de la biomasa de acuerdo con LHC y porcentaje de similaridad biomasa tiene que ir en aumento y de acuerdo con los intervalos LHC hasta alcanzar una similaridad mínima del 80 % con la biomasa control
	Composición de ensamblajes	Diversidad beta entre ambientes disturbados, perturbados y cobertura natural original conservada	No deben existir diferencias significativas (pruebas estadísticas SIMPROF o PERMANOVA) en la composición de especies entre el ecosistema de referencia y los sitios restaurados

	Criteriono	Indicador	Cuantificador
Directos	Patrones de dominancia-rareza	Curvas de rango - abundancia (CRG)	Número de especies raras La forma de las curvas, el número de especies raras y al distribución jerárquica de las especies más dominantes debe ser similar entre el ecosistema de referencia y los sitios restaurados
	Grupos funcionales de especies	Diversidad funcional	Número de grupos funcionales. Deben estar los mismos grupos funcionales (y la misma proporción de especies por grupo) entre el ecosistema de referencia y los sitios restaurados
	Dinámica temporal de la abundancia de especies clave*	Tasa de cambio per cápita de densidad poblacional (RT) a lo largo del año	La tasa per cápita debe fluctuar, a lo largo del año, de la misma manera al comparar el ecosistema de referencia y los sitios restaurados
	Demografía, ocupación y detectabilidad de especies clave*	Cambio en los parámetros demográficos	La tasa intrínseca de crecimiento y las transiciones (juvenil-adulto) deben ir en incremento. El crecimiento, sobrevivencia, reproducción, emigración e inmigración deben ser semejantes a los del ecosistema de referencia/cronosecuencia sucesional tardía
	Redes tróficas	Estructura trófica	La estructura, cohesión y conectancia de la red trófica debe ser similar entre el ecosistema de referencia y los sitios restaurados
	Éxito reproductivo en nidadas de especies clave*	Productividad de nidadas	La tasa de supervivencia diaria de nidos debe aumentar hasta igualar la existente en el ecosistema de referencia
Indirectos	Disponibilidad de alimento	Representatividad dietaria (taxones encontrados utilizados como alimento/taxones totales utilizados como alimento x100)	La representatividad dietaria debe ir aumentando hasta ser mayor o igual al 80 % de representatividad
	Estructura vegetal	Estructura de la vegetación	Porcentaje de similitud. La cobertura de dosel, densidad de sotobosque, densidad de plantas leñosas, área basal, diámetro a la altura del pecho, cobertura herbácea y cobertura y profundidad de hojarasca deben ser similares entre el ecosistema de referencia y los sitios restaurados**
	Disponibilidad de cuerpos de agua	Cuerpos de agua	Acorde con la composición de especies en el ecosistema de referencia y sus modos reproductivos, debe haber cuerpos de agua (loticos y lenticos/ temporales y permanentes) en igual proporción al ecosistema de referencia

* Especie clave: representa un grupo funcional con baja redundancia o número de especies.

** Es importante considerar que lo reptiles requieren de sitios para asolearse y poder termoregular por lo que las aperturas de dosel son benéficas para este grupo (Edgar *et al.* 2010).

Consideraciones finales

Las especies de anfibios y reptiles más vulnerables a la pérdida y fragmentación del hábitat son las que se distribuyen preferencialmente en el interior de los bosques y son muy dependientes de la calidad del hábitat, evitando los bordes y la matriz antropogénica (Urbina-Cardona *et al.* 2006). Existen otras variables o factores tales como competencia, depredación, refugios, lugares para descanso, reproducción y tránsito que pueden restringir el grado en el cual los organismos responden a las acciones de rehabilitación y restauración ecológica.

Es muy importante recalcar que muchas de las especies de anfibios y reptiles que han sobrevivido los pulsos iniciales de deforestación, usan en la actualidad un arreglo de tipos de hábitat que incluye coberturas naturales y antropogénicas (incluyendo cafetales y potreros, Mendenhall *et al.* 2014).

Dependiendo del tipo de matriz antropogénica que rodea el bosque natural remanente, el efecto de borde puede ser supremamente agresivo (como en bosques que limitan con cultivos de maíz, papa o potreros) o estar amortiguados (como en bosques que limitan con cafetal con sombrío) permitiendo que las especies de interior habiten incluso el borde físico del bosque (Santos-Barrera y Urbina-Cardona 2011). Así mismo, pequeños elementos de vegetación natural remanente, incluso de tamaños menores a los que pueden ser detectados a partir de técnicas convencionales de percepción remota, constituyen pasos o refugios para especies típicas de bosque (Mendenhall *et al.* 2014). Según el tipo de uso y manejo del suelo, los sistemas productivos pueden: a) constituir una barrera para el movimiento de la fauna; b) ser parte del hábitat de las especies, generando conectividad entre poblaciones; c) amortiguar los efectos de borde para las especies exclusivas de bosque y determinando la evolución de los procesos ecosistémicos (Gascon *et al.* 1999, Perfecto *et al.* 2003, Pineda *et al.* 2005, Santos-Barrera y Urbina-Cardona 2011, Craig *et al.* 2012).

Sin embargo, además de la dispersión entre los parches de hábitat, otro rasgo de historia de vida supremamente importante son las tasas de reproducción de las especies, las cuales determinan el número total de individuos colonizadores potenciales; esto como determinante de la persistencia de una población en paisajes fragmentados (Quesnelle *et al.* 2014). Aún hoy, se desconoce la respuesta de muchas especies a los diferentes estados del proceso de restauración (Thompson y Thompson 2005) por lo que la consolidación de indicadores de impacto o éxito de estos procesos es aún un reto para la herpetofauna. La ausencia de ciertas especies clave (a nivel compositivo y funcional) puede indicar que hay nichos que aún no están disponibles o que aún no han sido ocupados. Esta información puede ser útil para implementar estrategias de manejo, por ejemplo la instalación de refugios, troncos, rocas (Webb y Shine 2000, Kanowski *et al.* 2006, Croak *et al.* 2010) o cuerpos de agua artificiales (Lesbarrères *et al.* 2010), que puedan favorecer la colonización y así incrementar la tasa de progreso de la restauración hacia el ecosistema de referencia (Tabla 26). Con excepción de los cuerpos de agua artificiales, la mayoría de estos elementos resultan de bajo costo y de fácil instalación en comparación con las ventajas que ofrecen al crear microhábitats para la fauna.

Existen una gran cantidad de acciones puntuales y guías de buenas prácticas para reducir el impacto de actividades humanas en la herpetofauna (Anexo 14) pero es

muy importante que antes de implementar alguna de las actividades mencionadas se investigue si en la región de estudio existe algún plan de acción de biodiversidad para asegurar que las acciones implementadas cumplan con un objetivo común regional (Edgar *et al.* 2010, British Columbia 2014).

Es importante que los estudios permitan entender las respuestas de los anfibios y reptiles a cambios en la estructura y la composición de la vegetación, presencia de especies invasoras, número o volumen de sustratos utilizados o preferidos por la herpetofauna, presencia o enriquecimiento de microhábitats de reproducción; que permitan proponer herramientas concretas y contundentes para el manejo y conservación de los anfibios y reptiles en paisajes fragmentados y rurales. En todo momento, las acciones deben ser enfocadas a mejorar la calidad de hábitat para asegurar la persistencia de las especies que allí habitan y la conformación de dinámicas y estructuras metapoblacionales.

Cuando definitivamente algunas especies no logran colonizar las áreas bajo procesos de restauración, las reintroducciones o translocaciones de especies clave, o representantes de grupos funcionales con baja redundancia, e incluso las sustituciones o el reemplazo de especies nativas, pueden resultar útiles para restaurar funciones o procesos ecosistémicos (Griffiths *et al.* 2010, Griffiths *et al.* 2013, Hunter *et al.* 2013). Sin embargo, se debe tener en cuenta que el traslado y la reintroducción de individuos deben realizarse siguiendo estrictamente los protocolos establecidos (IUCN/SSC 2013, Aslan *et al.* 2014) para evitar efectos colaterales como introducción de enfermedades y contaminación genética de poblaciones, entre otros.

En conclusión, el creciente aumento en las iniciativas de restauración ecológica, con el objetivo de asistir los procesos naturales de sucesión para recuperar ecosistemas disturbados, resultan de vital importancia en paisajes tan fragmentados como los de Colombia, donde los relictos de vegetación nativa en interacción con los sistemas productivos son la última oportunidad de supervivencia de muchas especies. Sin embargo, es necesario monitorear la efectividad de estas acciones de restauración (ver Anexo 14) para asegurar una trayectoria satisfactoria en el proceso de recuperación de los ecosistemas. Así, la herpetofauna podría cumplir una función clave como herramienta de monitoreo de los procesos de restauración (ver Tabla 25), permitiendo dar cuenta del proceso y, de este modo, facilitando la obtención de resultados positivos.



EL MONITOREO DE LA AVIFAUNA Y SUS PROCESOS ECOLÓGICOS EN PROYECTOS DE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA

Sandra Milena Contreras-Rodríguez y Néstor A. Peralta-Zapata

Las aves son consideradas conectores móviles que facilitan la transferencia de materia y energía y, en consecuencia, son elementos claves en el mantenimiento de la función y resiliencia de los ecosistemas (Sekercioglu 2006, Wenny *et al.* 2011), así como en la provisión de servicios ecosistémicos (Whelan *et al.* 2008, Haines-Young y Potschin 2013). En los procesos de restauración ecológica, la avifauna juega un papel fundamental debido a que: 1) permite evaluar la efectividad de las estrategias de restauración que involucran directa e indirectamente al componente vegetal, ya que responde a cambios en la estructura de la vegetación local (Ahumada 2001, Barlow *et al.* 2002, Pearman 2002, Jones *et al.* 2012), la composición florística y la disponibilidad de recursos alimenticios (Bersier y Meyer 1994); 2) está involucrada en procesos ecológicos que son la base del funcionamiento de los ecosistemas y del avance de la sucesión como la dispersión de semillas, el control biológico y la polinización (Sakercioglu 2006, Whelan *et al.* 2008, Wenny *et al.* 2011). Con el objetivo de brindar herramientas claves para el monitoreo de la avifauna y sus procesos ecológicos en los proyectos de restauración ecológica, el capítulo inicia con la descripción de los diferentes procesos ecológicos asociados a las aves. Posteriormente, se abordarán los objetivos, criterios, indicadores y cuantificadores, y algunos métodos de medición para el monitoreo. Finalmente, de manera complementaria, en el Anexo 15 se presenta un resumen sobre los procesos ecológicos asociados a la avifauna y su importancia en los proyectos de restauración ecológica.

Las aves como indicadores de los procesos de restauración ecológica

Cada área en proceso de restauración puede originar una variedad de respuestas en las aves dependiendo del hábitat, la configuración del paisaje

alrededor del área, el tamaño y la ubicación del área en recuperación, entre otros (Ortega-Álvarez y Lindig-Cisneros 2012). Por lo cual, es fundamental que los estudios evalúen, con metodologías comparables, las comunidades y las poblaciones de aves presentes en los bosques con mayor estado de conservación en la zona y aquellas que visitan las áreas en proceso de restauración (Ortega-Álvarez y Lindig-Cisneros 2012, Brawn 2006, Ortega-Álvarez *et al.* 2013, Ontiveros *et al.* 2013). Así mismo, se recomienda, evaluar dentro de las áreas de restauración los procesos ecológicos en los que participan las aves con el fin de medir uno de los objetivos globales de la restauración: la recuperación y mejoramiento de la funcionalidad de los paisajes para sustentar múltiples servicios ecosistémicos (Aronson *et al.* 2006).

Objetivos de los proyectos de restauración ecológica y de su monitoreo en el grupo de las aves

Tanto los proyectos de restauración ecológica, como sus programas de monitoreo deben presentar objetivos claramente definidos que permitan evaluar sistemáticamente el éxito o desvío de la trayectoria sucesional deseada. La evaluación constante de los objetivos permitirá saber si es necesario implementar medidas de manejo adaptativo (Suding *et al.* 2004, Herrick *et al.* 2006, Dufour y Piégay 2009, Barrera *et al.* 2010, Holl y Aide 2011, González *et al.* 2013). Cuando el componente afectado por los disturbios es la avifauna, se proponen los siguientes objetivos en los procesos de restauración ecológica:

1. Restablecer la estructura, composición y función del ensamblaje de aves en las áreas disturbadas.
2. Restablecer las poblaciones o ensamblajes de especies de aves en alguna categoría de amenaza presentes en las áreas disturbadas.
3. Restablecer las poblaciones o ensamblajes de especies de aves migratorias presentes en las áreas disturbadas.
4. Restablecer los procesos ecológicos asociados a las interacciones entre las aves y otros componentes de los ecosistemas.
5. En el caso del restablecimiento de los procesos ecológicos asociados a la avifauna, se debe evaluar el estado de los componentes involucrados, así como las interacciones entre componentes, ya que de esto dependerán los procesos.

La elección de un tipo de análisis en restauración dependerá de los datos disponibles y las variables seleccionadas, tanto en el área en proceso de restauración como en el área de referencia. El análisis sugerido en este capítulo es el de trayectoria, el cual permite definir las tendencias en el área en proceso de restauración y compararlas con el sistema de referencia para evaluar si se está obteniendo la trayectoria deseada. El análisis de trayectoria implica comparaciones tanto espaciales (área en proceso de restauración vs. área de referencia) como temporales (e.g. año 1 vs. año 3 posterior a la implementación de las estrategias de restauración).

Métodos de para el monitoreo de las aves en un proceso de restauración ecológica

Registros visuales o auditivos de las aves

Los registros visuales facilitan el conteo de individuos y la identificación de las especies, así como la descripción de las actividades o el uso que están haciendo las aves del área. Estos registros son realizados a través del uso de binoculares. Si el objetivo es registrar las aves que hacen uso del área en proceso de restauración, se recomienda no incluir dentro de los individuos registrados aquellos que solo pasan pero no usan el área.

Por otro lado, los registros auditivos son de gran utilidad ya que permiten identificar aquellas especies de aves crípticas de difícil observación y captura como las pertenecientes a las familias Formicariidae, Rhinocryptidae y Troglodytidae. Al igual que los registros visuales, la identificación auditiva de especies de aves requiere gran entrenamiento por parte del investigador y su uso dependerá de los objetivos planteados.

Se recomienda hacer el mayor número de registros fotográficos y grabación de las vocalizaciones de las especies detectadas en el área para su posterior identificación y corroboración taxonómica. Los registros realizados pueden ser corroborados con bibliografía especializada como: Hilty y Brown (1986, 2001) y Restall *et al.* (2006). A nivel taxonómico se recomienda seguir la propuesta de Remsen *et al.* (2014) y para los registros auditivos la página web de Xenocanto (2014).

Los registros auditivos y visuales se pueden realizar a través de: Ralph (1996), Bibby *et al.* (2000), Asociación Red Colombiana de Reservas Naturales de la Sociedad Civil *et al.* (2004) y Villarreal *et al.* (2004).

Puntos de conteo de radio fijo

Como su nombre lo indica, los puntos de conteo de radio fijo consiste en el registro de aves en puntos con un radio fijo preestablecido, generalmente 25 m (Figura 46a). Por medio de este método es posible estimar la frecuencia de detección, a través del registro del número de individuos de aves por punto de conteo. Así mismo, permite estimar las densidades poblacionales de las especies de interés a través del registro de la distancia desde el observador hasta el individuo observado y el ángulo (Figura 46b) (Brawn 2006, Ortega-Álvarez *et al.* 2013).

Se aconseja que la distancia mínima entre los puntos de conteo sea de 200 m para garantizar independencia de muestreo y no hacer reconteos. Dichos puntos pueden ser distribuidos aleatoriamente en lugares representativos de las áreas (muestreo preferencial) y en transectos distribuidos aleatoriamente o en áreas preferenciales. El tipo de muestreo dependerá de las condiciones del área como el tamaño y su heterogeneidad.

El tiempo de muestreo en cada uno de los puntos puede ir de 5 a 15 minutos, dependiendo de las condiciones del área. Antes del muestreo en cada punto se recomienda esperar cinco minutos en silencio hasta que se retome la calma del lugar que pudo ser alterada por la llegada del observador.

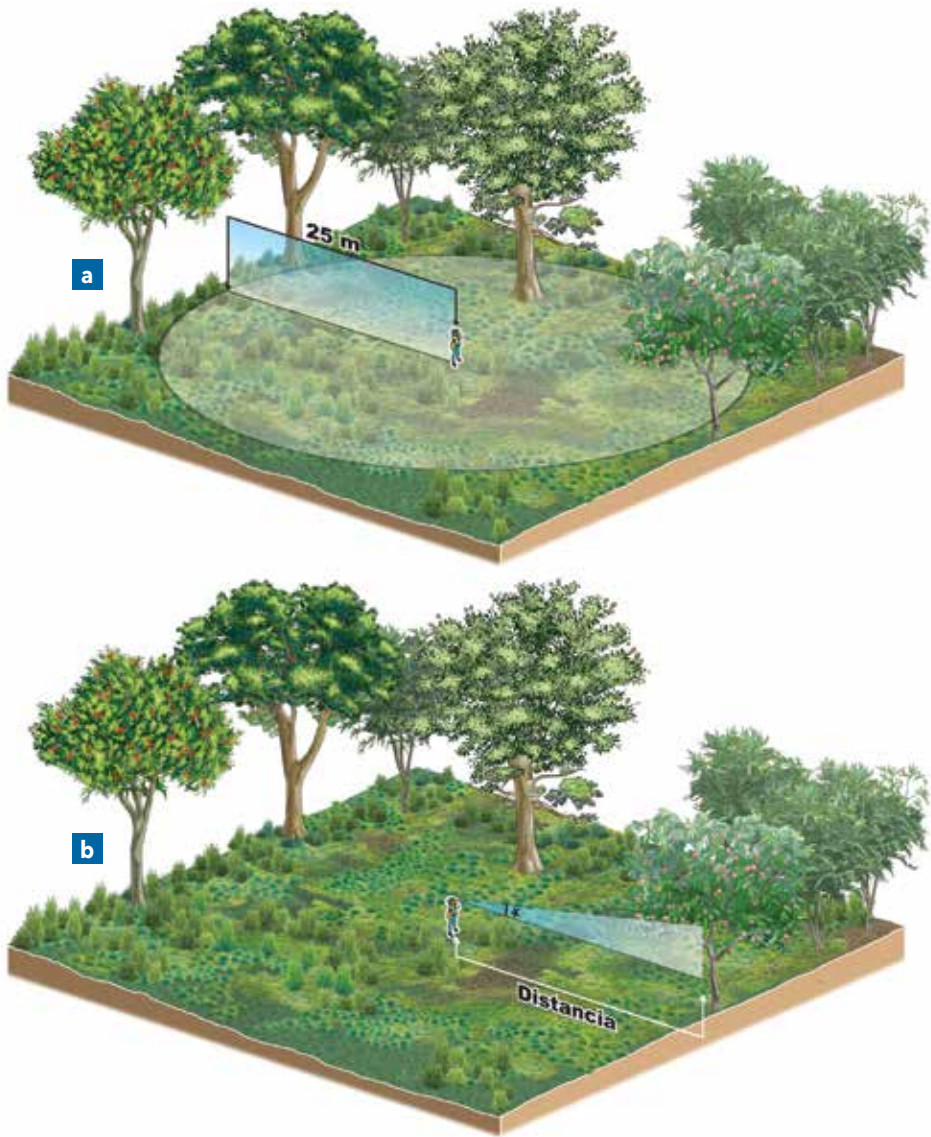


Figura 46. Punto de conteo de radio fijo para estimar: a) abundancia relativa o frecuencia de detección, y b) densidades poblacionales de aves.

Recorridos *ad libitum* en el área en proceso de restauración

Este método permite hacer registros de presencia/ausencia y número de detecciones de aves en un área determinada. No es el método más adecuado para estimar densidades poblacionales. Se recomienda que el investigador, o la persona que está realizando el muestreo, siempre este visualizando hacia el frente para evitar recuento de individuos.

Registro de grupos alimenticios

Por medio de información secundaria y anotaciones de campo se pueden identificar los grupos alimenticios de las especies de aves registradas en el área en proceso de restauración. Algunos autores a considerar son Stiles y Rosselli (1998) y Stotz (1996), quienes presentan el grupo de dieta, la técnica y altura de forrajeo para un gran número de especies. De igual forma, las guías de campo mencionadas anteriormente también pueden complementar dicha información, así como la consulta de investigadores con gran experiencia en el campo ornitológico.

Métodos de captura-recaptura y anillamiento (marcaje)

Para el alcance de los objetivos planteados a nivel poblacional (poblaciones de aves migratorias, endémicas o en alguna categoría de amenaza) es necesario emplear métodos de captura y recaptura a través de redes de niebla y anillamiento como método de marcaje.

El uso de redes de niebla es un método de muestreo ampliamente utilizado, en el cual las redes son abiertas durante los picos de mayor actividad de las aves (6:00-11:00 y 16:00-18:00), siendo más recomendado el pico de la mañana para la captura del mayor número de individuos y de especies de aves (Figura 47). El número de redes y la ubicación dependerá del tamaño y las condiciones del área en proceso de restauración. Cada individuo capturado debe ser fotografiado y georeferenciado, especialmente en el caso de las aves migratorias debido a sus movimientos espaciales y temporales.



Figura 47. Redes de niebla, un método de muestreo que contribuye al monitoreo de comunidades de aves en áreas en proceso de restauración ecológica a lo largo del tiempo. Fotografía: Alejandra Pizarro.

El anillamiento como método de marcaje permite hacer el seguimiento de las poblaciones de aves de interés a lo largo del tiempo a través del uso de anillos metálicos (Figura 48). Para este procedimiento se requiere que el investigador tenga experiencia certificada en el tema. También se debe garantizar el uso de anillos especializados y del tamaño adecuado de acuerdo al tamaño de las especies de aves.

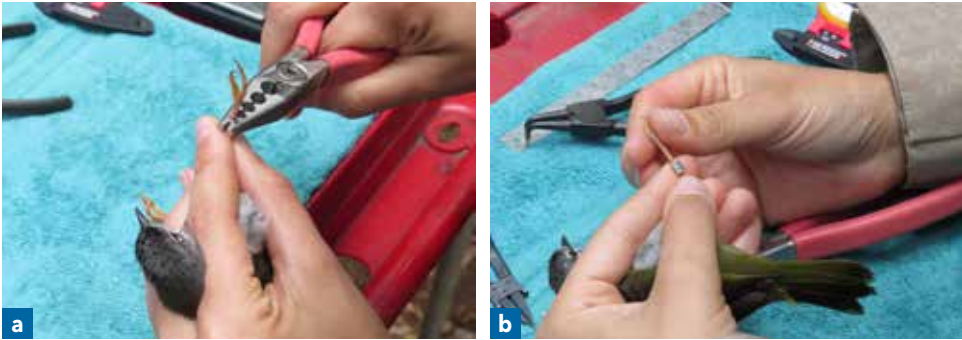


Figura 48. Anillamiento, un método de muestreo que contribuye al monitoreo de poblaciones de aves en áreas en proceso de restauración ecológica a través del análisis de captura-recaptura. Fotografías: Alejandra Pizarro.

Crterios, indicadores y cuantificadores del proceso de restauración ecológica

A continuación se presentan los criterios, indicadores y cuantificadores propuestos para la evaluación y seguimiento de los objetivos planteados anteriormente: 1) a nivel de comunidades; 2) a nivel de poblaciones; 3) para evaluar los procesos ecológicos en el área en proceso de restauración. Es importante considerar que el cumplimiento de los objetivos planteados a nivel de comunidades y de poblaciones de aves dependerá de que estén garantizadas las condiciones abióticas y bióticas que requieren las aves para sobrevivir y desarrollar todas sus actividades vitales. Así mismo, se debe tener en cuenta que el ensamblaje de aves (nivel comunidad) y sus procesos ecológicos asociados dependerán de las interacciones con los niveles de poblaciones y paisaje, y viceversa. Por tanto, el monitoreo del éxito de las estrategias de restauración ecológica para el restablecimiento de la avifauna y sus procesos ecológicos asociados deberá considerar criterios, indicadores y cuantificadores de los tres niveles: poblaciones, ecosistema-comunidad y paisaje.

Nivel de poblaciones

Los criterios, indicadores y cuantificadores propuestos a nivel de poblaciones permiten tener un acercamiento de su composición y cambios durante el proceso de restauración. Es necesario considerar que las poblaciones dependerán de los requerimientos particulares de cada especie, las interacciones inter e intraespecíficas y otros criterios de los ecosistemas como la estructura y composición de la vegetación (altura, cobertura, disponibilidad de recursos alimenticios) y otras estructuras del paisaje como las perchas (Ortega-Álvarez y Lindig-Cisneros 2012). Por lo anterior, se sugiere complementar los estudios con variables específicas para cada especie que sean coherentes con sus requerimientos de hábitat, su ecología y su historia de vida en el área (local y regionalmente). Se recomienda que la medición de los cuantificadores sea realizada mínimo dos veces al año para incluir los cambios del régimen climático. Para el caso de las poblaciones de especies migratorias se recomienda hacer tres muestreos: al comienzo, mitad y al final de la época de migración.

Los criterios, indicadores y cuantificadores propuestos a nivel poblacional para especies residentes, endémicas o en alguna categoría de amenaza (Tabla 26).

Tabla 26. Criterios, indicadores y cuantificadores propuestos para la evaluación y seguimiento de las poblaciones de aves endémicas o en alguna categoría de amenaza en proyectos de restauración ecológica.

Criterio	Indicador	Cuantificador	Descripción
Composición	Abundancia relativa	Tasa de cambio de la abundancia relativa (crecimiento poblacional)	<p>Número de individuos registrados en el área para la especie de interés.</p> <p>Tasa de crecimiento poblacional = $(N_{t+1} - N_t) / ((t+1) - t)$</p> <p>$N_{t+1}$ = Abundancia relativa en un tiempo t+1</p> <p>N_t = Abundancia relativa en un tiempo t</p> <p>Cambios en la abundancia de la especie a lo largo del tiempo en el área en proceso de restauración. Es positiva cuando la población crece, negativa cuando disminuye y cero cuando no sufre ninguna alteración en el tiempo.</p> <p>En el caso de las poblaciones de especies de aves migratorias, la reducción en el tamaño poblacional puede deberse a la no sobrevivencia de los individuos durante la ruta migratoria o a que no llegaron a esta área sino a otra. Como es difícil establecer las causas, se recomienda evaluar las estrategias implementadas y considerar el anillamiento para optimizar la evaluación del estado de dichas poblaciones</p>
Estructura	Machos y hembras en la población	Número machos y hembras	<p>El análisis de los machos y hembras que componen una población permitirá tener un acercamiento a la probabilidad de reproducción dentro de la población. Este indicador es más práctico en los casos de especies de aves que presentan dimorfismo sexual o en los casos de reintroducciones donde se tengan identificados los individuos de machos y hembras.</p> <p>La presencia de machos y hembras es un posible indicador de la ocurrencia de eventos reproductivos que incrementen el crecimiento de la población. No obstante, es importante tener en cuenta que dichos eventos dependerán también de las edades reproductivas de los individuos y de la disponibilidad de recursos en las áreas en proceso de restauración</p>

Nivel de comunidades

Los siguientes criterios, indicadores y cuantificadores permiten evaluar a lo largo del tiempo el restablecimiento de los ensamblajes de aves en general, migratorias, endémicas o en alguna categoría de amenaza (Tabla 27). Se recomienda que las mediciones sean realizadas dos veces al año, cubriendo las épocas de aves migratorias así como los cambios en la comunidad producto del régimen climático (uni o bimodal).

Como se mencionó anteriormente, cada una de las variables propuestas en las áreas en proceso de restauración deben ser evaluadas en el tiempo y comparadas con las áreas de referencia. En la Tabla 28 se presentan los análisis que se recomiendan para dichas comparaciones (área en proceso de restauración vs. área de referencia a lo largo del tiempo), los cuales deben ser realizados en conjunto para obtener

Tabla 27. Criterios, indicadores y cuantificadores para la evaluación y seguimiento del ensamblaje de aves en los proyectos de restauración ecológica.

Criterio	Indicador	Cuantificador	Descripción
Composición	Abundancia relativa	Tasa de cambio de la abundancia relativa	Número de individuos registrados en el área para cada especie y para el total de especies.
			Tasa de cambio de la abundancia relativa de la comunidad $= (N_{t+1}-N_t)/((t+1)-t)$ N_{t+1} =Abundancia relativa en un tiempo t+1 en toda la comunidad N_t =Abundancia relativa en el tiempo t en toda la comunidad
			Estima los cambios en la abundancia de toda la comunidad de aves a lo largo del tiempo en el área en proceso de restauración. El aumento de abundancia de la comunidad puede estar indicando una mayor demanda de recursos (alimenticios, para anidación, refugio, entre otros) en el área de restauración. Caso en el cual, se recomienda evaluar si las estrategias implementadas son suficientes para suplir esta demanda o si deben ser enriquecidas. En el caso particular de los recursos alimenticios, es necesario evaluar esta abundancia asociada a los grupos alimentares.
	Tasa de cambio en la frecuencia de detección	La frecuencia de detección hace referencia al número medio de detecciones por punto de conteo. La abundancia relativa se refiere estrictamente al número total de individuos. La frecuencia de detección refleja la preferencia de las aves por un área (Reid <i>et al.</i> 2012).	
		Se recomienda el análisis del cambio en el tiempo de esta métrica cuando el objetivo sea evaluar la preferencia de un área por otra. De acuerdo a esto, la frecuencia de detección deberá ser entendida como el número de veces que las aves fueron encontradas en un tipo de hábitat cuando podían visitar otro, y no como el grado en el cual la comunidad de aves local fue restaurada por las intervenciones de restauración (Reid <i>et al.</i> 2012).	
Riqueza específica	Tasa de cambio de la riqueza	Tasa de cambio de la riqueza	Número de especies presentes por unidad de área.
			Tasa de cambio de la riqueza de la comunidad $= (R_{t+1}-R_t)/((t+1)-t)$ N_{t+1} =Riqueza de especies en un tiempo t+1 en toda la comunidad N_t =Riqueza de especies en el tiempo t en toda la comunidad
			Aunque se espera un aumento de la riqueza, es necesario evaluar las características de las especies que componen la comunidad con el pasar del tiempo y si corresponden a las deseadas en el área en proceso de restauración.

criterio	Indicador	Cuantificador	Descripción
Estructura	Diversidad/ equidad	Tasa de cambio del índice de Shannon	Expresa la uniformidad de las especies en la muestra considerando tanto el número de especies como la abundancia. Asume que los individuos son seleccionados al azar y que todas las especies están representadas. Puede ser estimada a través del índice de Shannon, el cual comprende valores entre 0 y 5, cuanto mayor sea, mayor será la diversidad
			Cambio del índice de Shannon a través del tiempo. Aunque con el pasar del tiempo se espera un aumento de la diversidad y disminución de la dominancia, es necesario evaluar las características de las especies que componen la comunidad a lo largo del tiempo y si corresponden a las deseadas
Función	Anidación	Número de nidos	La anidación es uno de los eventos que garantiza la presencia real y permanente de las aves en un área (Ralph 1996, Lindell 2008). Su registro permite afirmar que las especies de aves encuentran en el área las condiciones necesarias para reproducirse. También permite identificar cuáles especies se están reproduciendo y si corresponden a las deseadas en el área. Si no son las deseadas, este indicador enciende las alarmas para implementar medidas de manejo adaptativo
			Este indicador cobra importancia para el restablecimiento de comunidades en alguna categoría de amenaza ya que podría representar el éxito de las estrategias de restauración
			En el caso de las aves migratorias, si se registran eventos de anidación se estaría evidenciando la pérdida de la migración y el establecimiento de nuevas comunidades en las áreas que pueden competir con las comunidades de especies residentes por recursos alimenticios y de espacio
			Tasa de cambio en la abundancia de nidos
	Grupos alimenticios	Número de grupos alimentares diferentes	El análisis de grupos alimenticios en el proceso de restauración permite tener un acercamiento de la oferta de recursos alimenticios que está ofreciendo el área para las aves y el uso que están haciendo de las mismas. Con el pasar del tiempo, se espera que los grupos alimenticios de las áreas en proceso de restauración sean lo más parecido a los que se presentan en áreas conservadas del mismo ecosistema (área de referencia)

Critero	Indicador	Cuantificador	Descripción
Función	Grupos alimenticios	Número de grupos alimentares diferentes	Para el objetivo de restablecimiento de aves migratorias no es fundamental evaluar este indicador
			En la medida que aumente la heterogeneidad ambiental, se espera que las aves encuentren mayor diversidad de recursos y, en consecuencia, se registre un mayor número de grupos alimentares
		Tasa de cambio en la proporción de los grupos alimentares	Cambios en el tiempo de la proporción de los grupos alimentares de las aves registradas
			De acuerdo a los objetivos que se tengan para el área y las condiciones de la misma, se querrá favorecer o incentivar la llegada de cierto tipo de grupos alimentares de aves. Por ejemplo, si el objetivo es incentivar la llegada de especies frugívoras, asociadas a la dispersión de semillas, se esperará que las frugívoras sea el grupo alimentar con mayor proporción. No obstante, si lo que se registra es una mayor proporción de especies granívoras se debe evaluar con mas detalle la composición de este grupo ya que esto podría estar indicando un estancamiento de la sucesión debido a la posible destrucción de las semillas de especies nativas

Tabla 28. Análisis propuestos para la comparación entre áreas en proceso de restauración y áreas de referencia

Análisis	Objetivos	Interpretación
Curvas de acumulación (Ontiveros <i>et al.</i> 2013)	Garantizar que el esfuerzo de muestreo es comparable y representativo en las áreas en proceso de restauración y las áreas de referencia ya que sus condiciones estructurales son diferentes	Las curvas de acumulación en ambas áreas deben alcanzar la asíntota para garantizar un muestreo representativo
Número de especies esperadas y observadas (Ontiveros <i>et al.</i> 2013, Ortega-Álvarez <i>et al.</i> 2013)	Comparar la riqueza de especies (observadas y esperadas) a lo largo del tiempo en las áreas en proceso de restauración vs. las áreas de referencia. El uso de estimadores, como Chao o Jackknife, permitirá definir el número de especies que se espera obtener en las áreas	Análisis 1. Esfuerzo de muestreo: En cada área (restaurada y de referencia) se debe obtener mínimo un 70 % de las especies esperadas estimadas para garantizar un muestreo representativo
		Análisis 2. Proceso sucesional: El número de especies observadas en las áreas de restauración aumente a lo largo del tiempo hasta que el sistema se estabilice en un estado sucesional maduro. Así mismo, se espera que la riqueza de especies en las áreas restauradas sea cada vez más similar al ecosistema de referencia

Análisis	Objetivos	Interpretación
Gráficas de rangos de abundancia (Gráficas de Whittaker; Ortega-Álvarez <i>et al.</i> 2013, Magurran 2004)	Comparar la diversidad (riqueza y equitabilidad) de especies a lo largo del tiempo en las áreas en proceso de restauración y los sitios de referencia	A lo largo de tiempo, se espera una reducción en el número de especies con abundancias altas, y un incremento en el número de especies con abundancias intermedias. Es decir, la pendiente que resulte en cada grafica debe disminuir a lo largo del tiempo y cada vez ser más parecida a la que se encuentra en las áreas de referencia
Análisis de similitud (Magurran 2004, Ortega-Álvarez <i>et al.</i> 2013)	Calcular los índices ecológicos cuantitativos Morisita-Horn, Bray Curtis, Sørensen's y la distancia al vecino más cercano	A medida que avanza el tiempo los porcentajes de similitud entre las áreas de referencia y en proceso de restauración deben ser mayores. Este análisis se puede basar en la composición taxonómica de las aves y sus grupos alimenticios

una interpretación adecuada. Se sugiere que dichos análisis se realicen dos veces al año durante un mínimo de nueve años después de implementar las estrategias de restauración ecológica (Ortega-Álvarez *et al.* 2013).

Así mismo, se sugiere considerar variables de la vegetación con las cuales diversos autores han encontrado una relación significativa con la composición y estructura del ensamblaje de aves como: abundancia, riqueza, altura (media, máxima, por estratos), área basal (suma, varianza, estrato medio y superior) y la vegetación muerta en pie (número de individuos y área basal) (Müller *et al.* 2010, Casas *et al.* 2011, Iglay *et al.* 2012, Ortega-Álvarez y Lindig-Cisneros 2012, Reid *et al.* 2012).

Procesos ecológicos que involucran a la avifauna

Los procesos ecológicos dependen de la interacción de diferentes componentes de los ecosistemas, como las aves y la vegetación; razón por la cual para que se generen dichos procesos es necesario que cada uno de los componentes involucrados estén en buen estado. El estado del componente de aves puede ser evaluado con las variables propuestas para el nivel de comunidades o poblaciones. Es deseable que se evalúen los otros componentes involucrados en los procesos.

Se sugiere que las mediciones sean realizadas como mínimo una vez al año tanto en las áreas restauradas como de referencia. No obstante, esta frecuencia puede variar de acuerdo a la fenología de la vegetación y a los pulsos de las poblaciones de especies vegetales o animales consideradas como plagas. A continuación, se presentan algunos criterios, indicadores y cuantificadores que pueden ser empleados para evaluar y seguir en el tiempo procesos ecológicos como: dispersión de semillas (Tabla 29), polinización (Tabla 30) y control de plagas animales (Tabla 31). El control de plagas animales involucra particularmente al grupo de aves rapaces e insectívoras. En la Tabla 31 se se presentan los criterios, indicadores y cuantificadores que permiten evaluar el control de plagas animales en procesos de restauración ecológica.

Dispersión de semillas

Considerando la relación de la avifauna con la vegetación en el proceso de dispersión de semillas, se recomienda evaluar la relación de su composición y diversidad con variables de vegetación como:

Tabla 29. Criterios, indicadores y cuantificadores para la evaluación y seguimiento de la dispersión de semillas asociada a la avifauna en proyectos de restauración ecológica.

Criterio	Indicador	Cuantificador	Descripción
Composición	Aves frugívoras	Porcentaje de especies de aves frugívoras	Da una estimativa de las aves frugívoras, potenciales dispersoras de semillas en el área % Af=(número de especies de aves frugívoras/número total de especies de aves) x 100
	Aves predatoras de semillas	Porcentaje de especies de aves predatoras de semillas	% Aps=(número de individuos de especies de aves predatoras de semillas/número total de individuos de aves) x 100 Es importante estar atento si este porcentaje es alto ya que puede ser un factor que detenga o retrase el proceso sucesional, por lo que deben tomarse medidas adaptativas al respecto
Estructura	Diversidad de especies de aves frugívoras	Tasa de cambio del Índice de Shannon-Wiener para aves frugívoras	De acuerdo a las características de dichas especies se podrá tener una aproximación del aporte de las aves a la restauración del área. Por ejemplo, si la especie dominante es un ave de gran porte y característica de bosques maduros, probablemente el aporte de dicha especie será significativo por dispersar semillas grandes, particulares de bosque y, de acuerdo a su tamaño, a largas distancias Índice de Shannon-Wiener $H' = - \sum p_i \ln p_i$ pi: abundancia proporcional de la especie frugívora i con respecto a la abundancia total de especies de aves frugívoras
			Estima el cambio de la diversidad de aves frugívoras en el tiempo, considerando tanto la abundancia como la riqueza
		Tasa de cambio del índice de Simpson para aves frugívoras (dominancia)	Índice de Simpson $D = \sum p_i^2$ pi: abundancia proporcional de la especie frugívora i con respecto a la abundancia total de especies de aves frugívoras
			Estima el cambio de la dominancia de ciertas aves frugívoras en el tiempo, considerando tanto la abundancia como la riqueza
Función	Tamaño corporal de las especies frugívoras	Tamaño corporal de las especies frugívoras	El tamaño de las especies de aves frugívoras puede dar un acercamiento al tipo de semillas que dispersan. Se espera que las especies de aves grandes dispersen principalmente semillas de frutos grandes. En general, las especies de plantas con frutos grandes corresponden a especies de estados sucesionales avanzados Cuantifica el número de individuos de cada una de las especies de aves frugívoras por rango de tamaño corporal: pequeñas, medianas y grandes

Criterio	Indicador	Cuantificador	Descripción
Función	Tamaño corporal especies depredadoras de semillas	Abundancia de especies de aves depredadoras de semillas por rangos de tamaño corporal	El tamaño corporal de las especies de aves depredadoras de semillas puede dar un acercamiento de cuales semillas están siendo depredadas
			Cuantifica el número de individuos de cada una de las especies de aves depredadoras de semillas por rango de tamaño corporal: pequeñas, medianas y grandes
			Es importante evaluar el tipo de semillas que están siendo depredadas. Si son abundantes las aves depredadoras de gran tamaño se esperaría que estén consumiendo semillas grandes, estas son características de especies vegetales de sucesión tardía. No obstante, es importante considerar otros atributos como la comisura y longitud de los picos de las aves depredadoras y su relación con el tamaño y forma de las semillas de plantas nativas

Tabla 30. Criterios, indicadores y cuantificadores para la evaluación y seguimiento de la polinización asociada a la avifauna en proyectos de restauración ecológica.

Criterio	Indicador	Cuantificador	Descripción
Composición	Aves nectarívoras	Porcentaje de especies de aves nectarívoras	Da una estimativa de las aves nectarívoras, potenciales polinizadoras en el área
			$\% An = (\text{número de especies de aves nectarívoras} / \text{número total de especies de aves}) \times 100$
Composición	Aves ladronas de néctar	Porcentaje de especies de aves ladronas de néctar	El número de aves ladronas de néctar que aunque consumen néctar no polinizan las plantas
			$\% Aln = (\text{número de especies de aves ladronas de néctar} / \text{número total de especies de aves}) \times 100$
			Si se presenta un alto porcentaje de aves ladronas de néctar, y es mayor con respecto al porcentaje de aves polinizadoras, se puede inferir que no se está dando la polinización en el área por parte de las aves, lo que conlleva a la reducción de las poblaciones vegetales lo que podría estar generando reducción en las poblaciones vegetales que dependen de ellas y la pérdida o reducción de su diversidad genética

- Abundancia y riqueza de especies de plantas ornitócoras.
- Abundancia de frutos ornitócoros.
- Presencia o abundancia de troncos muertos como posibles perchas que incentiven la llegada de especies frugívoras y, en consecuencia, la dispersión de semillas.
- Tamaño de los frutos: puede hacerse el análisis de la relación entre diferentes rangos en el tamaño de frutos y semillas, con los rangos del tamaño corporal de las especies de aves frugívoras y sus picos. Se espera que mayor número de frutos

Tabla 31. Criterios, indicadores y cuantificadores para la evaluación y seguimiento del control de plagas animales asociada a la avifauna en proyectos de restauración ecológica.

Criterio	Indicador	Cuantificador	Descripción
Composición	Aves insectívoras*	Porcentaje de especies de aves insectívoras	$\% Ai = (\text{número de especies de aves insectívoras} / \text{número total de especies de aves}) \times 100$ Se espera que un alto porcentaje de aves insectívoras represente un alto control de poblaciones de invertebrados, que sin dicho control pueden convertirse en plagas en el área
		Aves rapaces	Presencia de especies de aves rapaces Las aves rapaces ejerce un control de vertebrados que pueden convertirse en plagas, así como de la propagación de material en descomposición que puede generar enfermedades Con la presencia de aves rapaces se puede inferir que en el área en proceso de restauración hay un control de vertebrados o material en descomposición. No obstante, también sería recomendable considerar y relacionar dicha presencia de aves rapaces con la oferta y abundancia de recursos alimenticios (vertebrados/material en descomposición) para considerar si dicho control está siendo o no efectivo y si es necesario incentivarlo en el área

* Se hace referencia a aves insectívoras por ser un término comúnmente utilizado. No obstante, dentro de las aves insectívoras se incluyen a las especies de aves que consumen otros invertebrados, adicionales a los insectos, como: lombrices, caracoles, arañas, entre otros.

y semillas grandes se presente cuando hay incremento de aves frugívoras de gran tamaño en el área.

- Porcentaje de semillas ornitócoras y nativas dispersadas durante el día. Se consideraría el día por ser el periodo principal de actividad de las aves. Teniendo en cuenta que las aves frugívoras no diferencian entre especies vegetales nativas y exóticas, es importante evaluar cuáles semillas y en qué proporción están siendo dispersadas al área en proceso de restauración. Si la proporción de especies exóticas es alto se recomienda contemplar una medida de manejo adaptativo para el área y así evitar su establecimiento y propagación.

El análisis de estas relaciones permitirá determinar si las estrategias de restauración implementadas en el área están contribuyendo con la dispersión de semillas, a través de las aves frugívoras. No obstante, es importante considerar que requiere de proyectos que dispongan de recursos (financieros y técnico-científicos) y tiempo suficiente para la colecta de datos en campo, su posterior procesamiento en laboratorio y el análisis de datos.

Polinización

Al igual que en el caso de la dispersión de semillas, se recomienda evaluar la relación de la composición y diversidad de aves polinizadoras con variables de vegetación como:

- Abundancia de especies de plantas con flores con características atrayentes para la avifauna. Este análisis permite evaluar si la polinización está siendo afectada por la abundancia de recursos para las aves nectarívoras y si es necesario incrementar el número de especies vegetales que producen flores con características atrayentes para la avifauna para incentivar el proceso de polinización en el área.

- Diversidad de especies de plantas con flores con características atrayentes para la avifauna. Permite evaluar la probabilidad de intercambio de material genético (polen) de un mayor número y diversidad de especies vegetales gracias a la avifauna nectarívora. Se espera que a mayor diversidad de plantas mayor oferta tendrán las aves nectarívoras y, en consecuencia, mayor intercambio de material genético (polen) ocurrirá en el área en proceso de restauración. Si se presenta el caso contrario se recomienda evaluar la necesidad de implementar medidas que incrementen la oferta de néctar para las aves y así el proceso de polinización, siempre y cuando sea este el objetivo en el área.
- Horarios de producción de néctar y cantidad de néctar producida. Estos factores pueden influenciar el número y diversidad de especies de aves que visitan las flores en el área. Entre mayor sincronía se presente entre estas variables de la vegetación y la avifauna, se esperaría mayor éxito en el proceso de polinización a cargo de las aves.

Control de plagas animales

Uno de los factores que incentiva la presencia de aves rapaces en un área es la presencia y el número de perchas (artificiales o naturales) en la misma. La sola presencia de aves rapaces puede regular la actividad y abundancia de sus presas por intimidación, razón por la cual, se recomienda considerar variables que midan la presencia de perchas en el área, las especies de aves rapaces que hacen uso de las mismas y su frecuencia de uso.

Consideraciones finales

El monitoreo de la avifauna y sus procesos ecológicos es importante en los proyectos de restauración ecológica ya que están directamente relacionados con el restablecimiento de la funcionalidad de los ecosistemas degradados y, en consecuencia, los servicios ecosistémicos asociados y de los cuales depende el bienestar de la humanidad. Por tanto, se sugiere que los objetivos de dichos proyectos estén direccionados en la restauración de la estructura, composición y función de poblaciones y comunidades de aves (residentes, migratorias o en alguna categoría de amenaza), así como de los procesos ecológicos asociados a las interacciones entre las aves y otros componentes de los ecosistemas. La verificación del cumplimiento de dichos objetivos puede realizarse con el análisis de trayectorias, el cual contempla la variación espacial (áreas de referencia vs. en proceso de restauración) y temporal (tiempo 2 vs. tiempo 1 después de la implementación de las estrategias de restauración) de las variables implicadas en el proceso sucesional. Si realmente se desea restaurar un área degradada es imposible concebir este proceso sin su debido monitoreo a lo largo del tiempo.



EL MONITOREO DE LOS MAMÍFEROS EN LOS PROCESOS DE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA

Angélica Díaz-Pulido, Mauricio Aguilar-Garavito,
Jairo Pérez-Torres y Sergio Solari

En Colombia se han registrado 492 especies de mamíferos nativos (Solari *et al.* 2013), cada una de ellas con una función indispensable en el equilibrio dinámico de los ecosistemas. La diversidad taxonómica y ecológica de los mamíferos hace que la evaluación del efecto de las actividades de restauración sobre ellos se deba realizar bajo un esquema sistemático y continuo a lo largo del tiempo. Dado que la restauración ecológica se desarrolla en localidades particulares y en situaciones específicas, es importante entender la reorganización de los mamíferos en el hábitat en restablecimiento, considerando los atributos de la biodiversidad: estructura, composición y función (Primack y Massardo 2001). Para esto se deben escoger especies o grupos de especies que ofrezcan la mayor cantidad de información posible, que permita evaluar la estructura y composición a través del análisis de ensamblajes o conjuntos de especies, y la función a partir de grupos funcionales y las interacciones entre organismos.

Los procesos de restauración ecológica implican asistir el restablecimiento de la estructura y composición de los ecosistemas (SER 2004), así como su funcionalidad como hábitat y fuente de recursos para la fauna silvestre. Las modificaciones ambientales generadas por las actividades de restauración pueden tener efectos negativos sobre algunas especies y positivos en otras (McKinney y Lockwood 1999), lo cual se refleja en los cambios en la estructura y composición de los grupos de mamíferos en un espacio y tiempo determinado (Devictor *et al.* 2007). La intensidad de este efecto va cambiando con el tiempo y es susceptible de ser evaluado durante la fase de monitoreo de los procesos de restauración ecológica.

Los efectos de la restauración sobre las poblaciones de mamíferos silvestres se evidencian a nivel de poblaciones o comunidades (Noss 1990); siendo estos procesos ecológicos complejos, se sugiere realizar este monitoreo en por lo menos tres fases: corto, mediano y largo plazo.

El nivel poblacional se centra en la selección de especies indicadoras (positivas o negativas) y en la cuantificación de sus características poblacionales. Estos datos

son básicos para llevar a cabo el monitoreo de la restauración ecológica y permiten poner en perspectiva la escala temporal en la que se pueden observar los efectos sobre las poblaciones (Clutton-Brock y Sheldon 2010).

A nivel de comunidad, se requiere definir un grupo de especies: comunidades, ensamblajes, gremios, conjuntos, gremios locales, taxones o grupos funcionales (Blondel 2003). Para el caso del monitoreo de mamíferos, en los procesos de restauración ecológica los grupos de especies sugeridos son ensamblajes y conjuntos, porque permiten analizar simultáneamente la estructura y composición de grupos de especies que están emparentadas filogenéticamente o que utilizan los mismos tipos de recursos (Fauth 1996). De esta forma, el primer paso es definir el grupo de especies a evaluar.

El ensamblaje es definido a partir de los criterios de la clasificación taxonómica vigente y generalmente se escogen grupos desde el nivel de orden hasta familia. Esta definición del ensamblaje implica que los investigadores tengan el conocimiento suficiente de la taxonomía del grupo a trabajar para no caer en el error de realizar determinaciones erróneas. Por ello, es muy importante elaborar una colección de referencia que permita verificar la identidad de las especies colectadas durante el estudio. Esto facilita la identificación de los individuos capturados posteriormente, permite verificar la identidad de las especies en cualquier momento y se asegura que el estudio sea repetible, revisable y revaluable (Morrison 2009).

El conjunto es un grupo de especies dentro de la comunidad que están emparentados filogenéticamente y que usan un mismo tipo de recursos. Ejemplos de conjuntos de especies con un claro papel en el proceso de restauración son los murciélagos frugívoros (Kunz *et al.* 2011) y los primates frugívoro-insectívoros (Estrada 2006), que contribuyen en la regeneración, colonización y mantenimiento de la diversidad vegetal en tales ecosistemas a través de la dispersión de semillas de especies de plantas colonizadoras (Galindo-González *et al.* 2000, Willing *et al.* 2007, Melo *et al.* 2009). Al conocer los recursos que consumen las especies, se pueden hacer inferencias sobre el potencial papel funcional que cumplen estas con la vegetación (polinización o dispersión de semillas) o con otros animales (depredación). Al inferir la función ecológica de dichas especies en el ambiente en proceso de restauración, así como su papel potencial en la provisión de bienes y servicios ecosistémicos, sería posible analizar el beneficio que conlleva este proceso en la restauración.

Bajo este marco conceptual se desarrolla una ruta para el monitoreo de mamíferos en procesos de restauración (Figura 49).

Consideraciones del muestreo para el monitoreo de los mamíferos en procesos de restauración ecológica

El muestreo para el monitoreo de mamíferos (grupos de especies: ensamblajes o conjuntos) en áreas en proceso de restauración puede realizarse de acuerdo a su hábito, tamaño y peso (Tabla 32). El tamaño de las especies permite vincular aspectos de la historia de vida, sus hábitos de desplazamiento, uso de hábitat y comportamiento. Es común clasificar a los mamíferos de acuerdo a su peso y tamaño

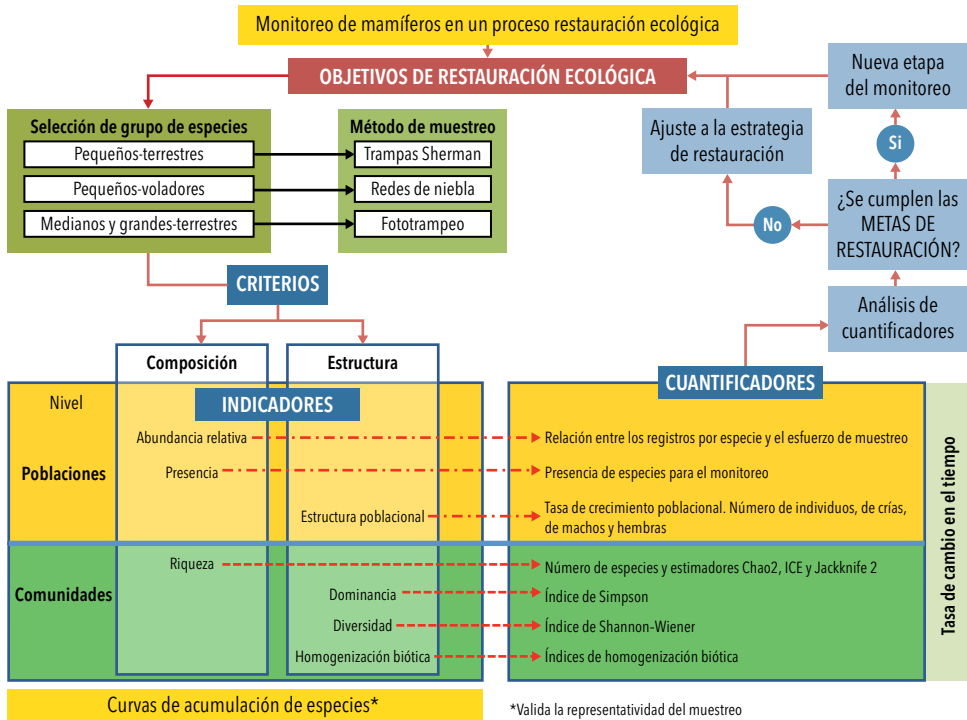


Figura 49. Ruta para el monitoreo de mamíferos en procesos de restauración y sus respectivos criterios, indicadores y cuantificadores para el monitoreo (elaboración propia).

Tabla 32. Ejemplos de especies de mamíferos de acuerdo a su hábito, tamaño y peso.

		Tamaño y peso	
		Pequeños (<1 kg)	Medianos y grandes (>1 kg)
Hábito	Terrestre	Roedores, marsupiales y musarañas	Zorros, tayras, faras, jaguarundis, jaguares, pumas, dantas, armadillos, venados, entre otros
	Volador	Murciélagos	

en pequeños, medianos y grandes. Los mamíferos pequeños son aquellos que pesan menos de 1 kg y los medianos y grandes los que pesan más de 1 kg. Y de acuerdo a su hábito en terrestres, voladores y acuáticos. En este capítulo no se tendrán en cuenta a los mamíferos acuáticos por referirse solamente a procesos de restauración en ecosistemas terrestres.

Métodos de muestreo

La selección del método de muestreo depende del grupo de especies objeto de estudio, mientras que su periodicidad y continuidad permiten evaluar los procesos de restauración a corto, mediano y largo plazo convirtiéndose así en una herramienta para el monitoreo. Se debe tener en cuenta que la selección del método de muestreo,

así como la intensidad del muestreo, los indicadores y los análisis, dependerán directamente de las metas y objetivos del proceso de restauración (Morrison 2009, Thorpe y Stanley 2011). La toma de datos debe realizarse durante una etapa de caracterización diagnóstica (en el ecosistema de referencia y en el área a restaurar) para establecer la línea base del proceso de restauración y definir el esfuerzo de muestreo requerido para el monitoreo.

A continuación se presenta una serie de consideraciones generales para el muestreo de cada grupo de especies de mamíferos. En los casos que se registran capturas de individuos se les debe tomar las medidas morfométricas pertinentes, identificar su género, grupo etario y especie. Se recomienda hacer una colección de referencia para ser incorporada a una colección oficial del país.

Mamíferos pequeños terrestres-trampeo

El registro de las especies de mamíferos pequeños terrestres es efectivo mediante el uso de trampas tipo Sherman (Figura 50). Esta es una trampa hecha en aluminio inoxidable y tiene una sola entrada; es de bajo peso (<250 g), plegable (facilita su transporte) y de tres tamaños, lo que las hace versátiles para el trabajo de campo. Como mínimo se deben usar entre 60-80 trampas por noche, durante ocho noches. Este esquema puede repetirse en otras áreas o hábitats, dependiendo del diseño específico a emplear.



Las trampas pueden ser ubicadas *ad libitum* (a voluntad) o bajo un modelo sistemático. El método *ad libitum* para la ubicación de las trampas dependerá



Figura 50. Trampa Sherman con cebo y su ubicación para la captura de pequeños mamíferos terrestres.

del criterio y la experiencia del investigador, para seleccionar aquellos sitios que considera como los más probables para la captura de individuos: troncos caídos, cerca de la base de árboles, cavidades formadas por las raíces, senderos creados por los animales y alrededor de comederos, huecos y madrigueras, entre otros tipos de microhábitats (Barnett y Dutton 1995). Para el método sistemático se utilizan como unidad de muestreo transectos lineales o parcelas cuadradas o redondas (Figura 51). En todos los casos las trampas no deberán estar a menos de 10-15 m de distancia para tratar de asegurar independencia en las capturas (Pearson y Ruggiero 2003).

Las parcelas circulares se proponen para el monitoreo a largo plazo y así minimizar el efecto de borde que se presenta en la parcela cuadrada. Además, permite tener una densidad de trampas similar en la parte externa e interna de la parcela (Figura 51). Este tipo de parcelas circulares permite hacer seguimientos de individuos a lo largo del tiempo, evaluar cambios demográficos por unidad de área y cambios en la estructura y composición de los ensamblajes de especies. Tienen el inconveniente de que no es posible evaluar el área de acción, dado que no cuenta con un esquema sistemático de distancia entre trampas, aspecto que sí es posible evaluar con las parcelas cuadradas.

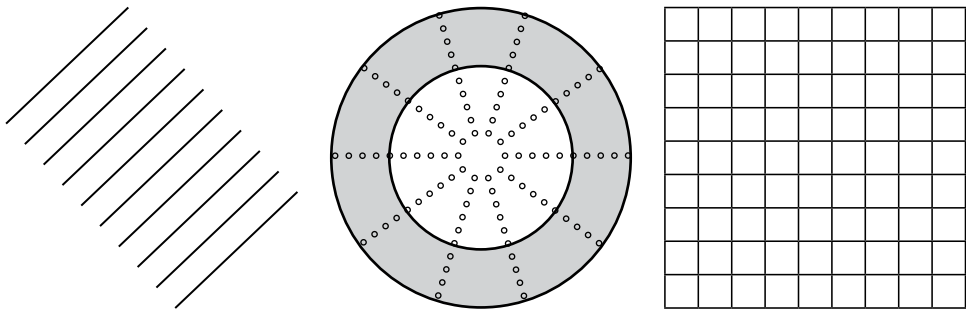


Figura 51. Transectos (izquierda), parcela circular (centro) y cuadrada (derecha) en las que se disponen 100 trampas a menos de 10-15 metros de distancia entre ellas.

Estudios comparativos en cuanto al uso de estos diseños (Pearson y Ruggiero 2003) muestran que los transectos pueden resultar más eficientes y brindar más resolución en ambientes con baja abundancia o diversidad, por lo que en el contexto del monitoreo de un proceso de restauración a corto y mediano plazo se recomienda el uso de este diseño.

Dado que se busca hacer seguimiento de individuos a lo largo del tiempo, es importante marcar los individuos para poder individualizar y evaluar si se presentan recapturas durante los diferentes muestreos. Contar con recapturas permite evaluar frecuencias de permanencia, patrones de estabilidad y tasas de recambio de individuos a lo largo del tiempo.

Por otra parte, contar con recapturas de individuos tiene la gran ventaja de permitir hacer estimaciones de tamaños poblacionales al usar los métodos de captura-marcaje-recaptura. Con estos métodos es posible aplicar índices poblacionales como Lincoln, Petersen y triple captura entre otros para estimar y evaluar los cambios en densidad a lo largo del tiempo (Krebs 1999).

Mamíferos pequeños voladores-redes de niebla

El registro de las especies de mamíferos pequeños voladores es efectivo mediante el uso de redes de niebla (Figura 52) o trampas de arpa. Las capturas se pueden realizar durante 9 a 12 noches por área en proceso de restauración, tipo de cobertura o tipología de disturbio. Se debe procurar muestrear varios puntos con similares condiciones para asegurar tanto una mejor representatividad en el muestreo, como para incrementar el éxito de captura de las especies. Se recomienda utilizar por noche al menos cinco redes de niebla de 6 X 3 m y de 30 X 36 mm de ojo. Las redes se ubicarán teniendo en cuenta el borde del bosque, claros del bosque, corredores naturales, orillas de quebradas y plantas asociadas a los murciélagos (Kunz *et al.* 2009) y deben abrirse desde las 18:00 horas y revisarse cada hora hasta las 6:00 horas. Se recomienda en lo posible ubicar por lo menos el 20 % de las redes elevadas, cubriendo zonas por sobre los 3 m.

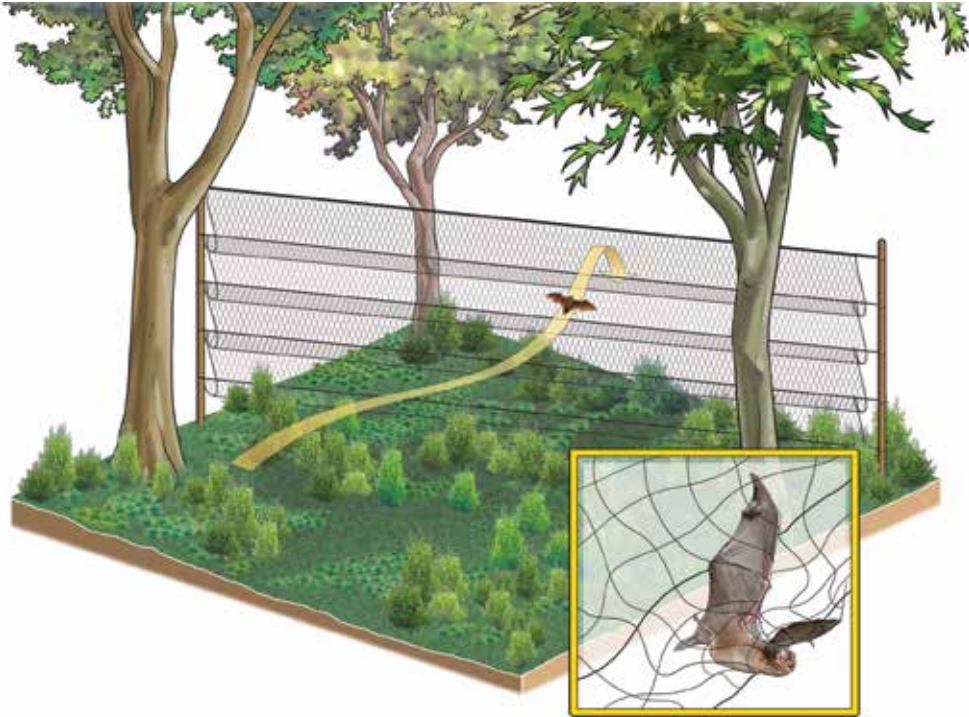


Figura 52. Redes de niebla ubicadas en una matriz en proceso de restauración para la captura de murciélagos.

Mamíferos medianos y grandes terrestres-fototrampeo

El registro de las especies de mamíferos terrestres medianos y grandes es efectivo mediante el uso de cámaras trampa (Sanderson y Trolle 2005). El fototrampeo (Figura 53) es una metodología no invasiva que permite obtener fotografías de los individuos que pasan frente a las cámaras, por lo que es considerada apropiada para la elaboración de inventarios y estimaciones de abundancia y densidad de especies de mamíferos medianos y grandes (Karanth y Nichols 1998, Carbone *et al.* 2001, Karanth *et al.* 2004, Diaz-Pulido y Payan 2012). Los resultados obtenidos mediante esta metodología son abundantes, relevantes y en periodos de tiempo relativamente cortos.



Figura 53. Prueba de una estación de muestreo de fototrampeo. Examen del "gateo" con una cámara trampa.

De acuerdo al tamaño del área de estudio se definirá el mínimo de cámaras trampa a emplear, dejando como mínimo una distancia entre ellas de 1 km (si el área de estudio es muy pequeña se sugiere disminuir la distancia entre cámaras teniendo en cuenta que puede ocurrir una sobre-estimación poblacional) y asegurando un esfuerzo de muestreo óptimo, para detectar como mínimo las especies más comunes (superior a 400 trampas-noche. Tobler *et al.* 2008) (Díaz-Pulido y Payán 2012). Sin embargo, se sugiere 40 días como el periodo de muestreo óptimo y 931 trampas noche para detectar el 90 % de las especies residentes (Si *et al.* 2014). La ubicación de las cámaras trampa se realizará en las áreas donde se maximice la probabilidad de detección de especies, procurando la equidistancia entre ellas.

Es recomendable realizar la instalación de las cámaras trampa en las estaciones de muestreo en colaboración con la comunidad local. De esta forma pueden identificarse zonas con mayor probabilidad de registro de fauna y de ser posible cubrir todos los tipos de hábitat, ya que algunas especies podrían estar limitadas a solo uno de ellos (Tobler *et al.* 2008). Los senderos y salados son unos de los mejores sitios para la ubicación de las cámaras (Silver 2004).

Finalizado el tiempo de muestreo, es necesario recoger y organizar la información capturada en las cámaras en una matriz de datos que compile toda la información asociada a cada registro fotográfico (información de la ubicación temporal y espacial de la estación de muestreo, nombre de la especie "capturada", número de individuos y cualquier información adicional que registre la cámara al momento de la fotografía). En la Figura 54 se ilustran las técnicas de muestreo en conjunto para mamíferos.

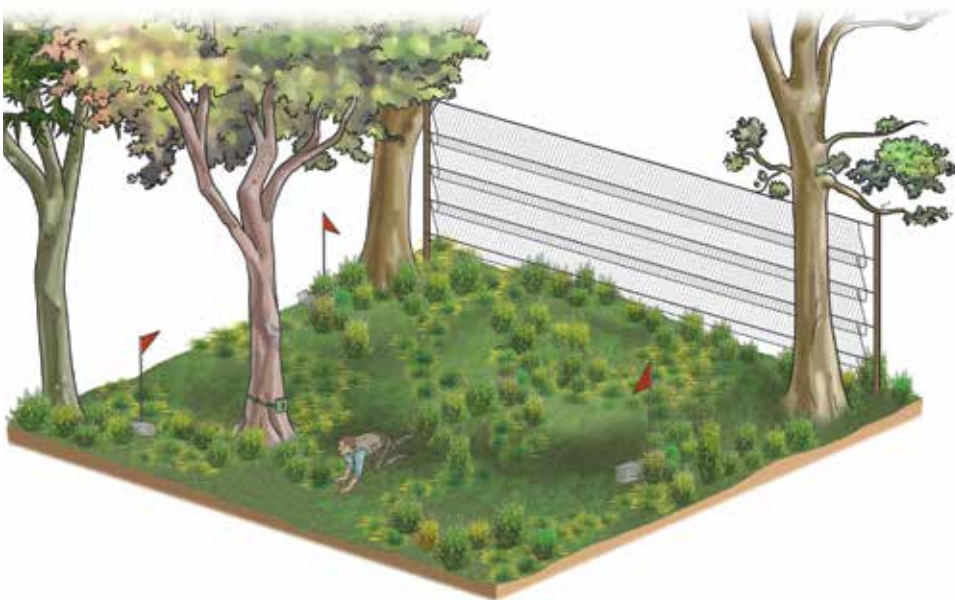


Figura 54. Técnicas para el muestreo de mamíferos (trampas Sherman, redes de niebla y cámaras trampa) sugeridas para su monitoreo en procesos de restauración ecológica.

Análisis de los atributos de la biodiversidad

Esfuerzo de muestreo

Se requiere para todos los casos hacer un análisis de la curva de acumulación de especies para validar la representatividad del muestreo (Bizerril y Raw 1998) a partir de estimadores de las especies observadas y de abundancias tanto de especies comunes como de especies raras (Moreno y Halffter 2002, Moreno 2001).

Las curvas de acumulación representan un comportamiento asintótico cuando la probabilidad de agregar una nueva especie a la lista de especies tiende a cero (Moreno y Halffter 2002, Gotelli y Colwell 2001, Colwell *et al.* 2004). El punto de estabilización de la curva se interpreta como el tamaño de muestra en el cual la probabilidad de encontrar especies nuevas tiende a cero y en el cual se supone aparecen representadas la mayoría de las especies (Ramírez 1999, Moreno y Halffter 2002, Moreno 2001). Es importante realizar pruebas de ajuste a modelos asintóticos para determinar si la curva de acumulación efectivamente ha alcanzado la asíntota.

A nivel de población

Los indicadores ecológicos pueden ser empleados para la evaluación de la condición del ambiente (Dalea y Beyeler 2001). La evaluación de los cambios en la estructura, composición y función de los mamíferos en un contexto de restauración puede hacerse a través de especies individuales para el monitoreo (Tabla 33).

Una aproximación clásica es determinar la presencia o ausencia de especies que tradicionalmente se consideran especies indicadoras negativas o especies

Tabla 33. Algunas especies indicadoras de mamíferos positivas y negativas.

Especies	Descripción
Especies indicadoras positivas	
Especies clasificadas en alguna categoría de amenaza, especialistas o dependientes de calidad de hábitat (e.g. géneros: <i>Mormoops</i> , <i>Lontra</i> , <i>Myrmecophaga</i> , <i>Aotus</i> , <i>Coendou</i>)	Son altamente vulnerables a la degradación de su hábitat y son consideradas como las especies "perdedoras" en la competencia de nicho (McKinney y Lockwood 1999)
Especies de gran tamaño o en el nivel más alto dentro de la cadena trófica (e.g. géneros: <i>Tapirus</i> , <i>Odocoileus</i> , <i>Panthera</i> , <i>Tremarctos</i>)	Se caracterizan por sus bajas densidades poblacionales y largos periodos de gestación, condiciones que incrementan su vulnerabilidad a las presiones antrópicas (Cardillo <i>et al.</i> 2004)
Subfamilia Phyllostominae; familias Emballonuridae, Thyropteridae, Furipteridae, Vespertilionidae	Están pobremente representada en áreas disturbadas (Medellín <i>et al.</i> 2000), excepto <i>Phyllostomus hastatus</i> (Wilson <i>et al.</i> 1996). Son más abundantes en hábitats no disturbados (Solari <i>et al.</i> 2002)
Especies indicadoras negativas	
Especies invasoras o introducidas (e.g. <i>Rattus rattus</i> , <i>Mus musculus</i> , <i>Rattus norvegicus</i> , <i>Canis familiaris</i> y <i>Felis silvestris</i>)	Se adaptan fácilmente a ambientes degradados y son catalogadas como las "ganadoras" en la competencia de nicho con otras especies (McKinney y Lockwood 1999)
<i>Phyllostomus hastatus</i> , <i>Desmodus rotundus</i> y <i>Carollia perspicillata</i>	Son más abundantes en sitios altamente disturbados (Solari <i>et al.</i> 2002). La abundancia de estas especies es un buen indicador de hábitats disturbados (Wilson <i>et al.</i> 1996)

indicadoras positivas. Las especies indicadoras negativas son aquellas típicas de ambientes intervenidos (e.g. *Mus musculus* o *Rattus rattus*). Por otra parte, las especies indicadoras positivas, son típicas de ambientes en buen estado de conservación o de lugares donde la presión antrópica es baja o ausente. En este último caso, la opción es muy variada. Se evalúa la presencia de mamíferos grandes, depredadores, o especies dependientes de la calidad de hábitat o algún recurso clave.

Se puede considerar como un efecto positivo de las acciones de manejo implementadas la aparición a lo largo del tiempo de especies indicadoras positivas o la disminución progresiva o desaparición de especies indicadoras negativas en el área en proceso de restauración. Resultados contrarios indicarían en general una señal de alerta sobre el direccionamiento de la restauración.

Las especies indicadoras son complementarias, y la evaluación de un solo de grupo de ellas, no necesariamente refleja el efecto del proceso de restauración. En lo posible, el análisis debe hacerse sobre un grupo de especies para no crear escenarios parciales.

Nota: Las especies indicadoras (positivas o negativas) hacen parte del conjunto de indicadores susceptibles a evaluar y seguir durante el monitoreo del proceso de restauración. Los análisis de presencia/ausencia de estas especies deben ser realizados teniendo en cuenta la distribución natural de ellas.

Composición:

La composición de la población se evalúa a través de los siguientes indicadores: presencia de especies indicadoras, y abundancia relativa por especie indicadora. Durante el transcurso de la restauración ecológica se esperaría la permanencia o aumento de los indicadores positivos y la disminución de los indicadores negativos a nivel de presencia y abundancia.

Presencia de especies

Se sugiere, en primera medida, definir la identidad de las especies indicadoras (positivas o negativas) como posibles especies para el monitoreo. A través del proceso de restauración se espera el registro de un mayor número de especies para el monitoreo positivas y menos o igual número de negativas respecto al diagnóstico inicial.

Abundancia relativa por especie

El índice de abundancia relativa está fundamentado en la correlación positiva entre la abundancia y la probabilidad de detección (Nichols y Conroy 1996), y permite realizar comparaciones temporales y espaciales (Walker *et al.* 2000). Se puede calcular relacionando el número de registros (para los resultados con cámaras trampa se deben emplear los registros independientes, aquellos registros de la misma especie con un intervalo temporal mayor a 30 minutos) y el esfuerzo de muestreo (Karanth y Kumar 2002) que de acuerdo a la metodología empleada pueden ser trampas/noche u horas/red.

$$AR_i = \frac{a_i}{b} \times c$$

AR_i =abundancia relativa de la especie i
 a_i = número de registros de la especie i
 b =esfuerzo de muestreo
 c =factor de corrección

Los resultados de la abundancia relativa por especie fluctúan con el tiempo y en el marco del proceso de restauración se espera que las especies indicadoras positivas aumenten en abundancia mientras las negativas disminuyan, de acuerdo a la disponibilidad de recursos y la competencia interespecífica.

Estructura:

La estructura de la población se evalúa a través del indicador estructura poblacional. Durante el monitoreo se evalúan la tasa intrínseca de crecimiento, grupos etarios y la proporción de sexos. Se espera que haya un incremento principalmente en crías, juveniles y hembras en el corto y mediano plazo. En el largo plazo se espera que la proporción sea similar al ecosistema de referencia.

Estructura poblacional:

Se propone evaluar el tamaño relativo de la población (número total de individuos en el área), la tasa finita de crecimiento (incremento en el tamaño de la población, incremento de crías) y la proporción de machos respecto a las hembras (número de individuos machos/hembras en el área). En la medida que el ecosistema se recupera la población deberá verse favorecida y presenta un incremento en el número de individuos, en el aumento del tamaño poblacional, en el número de crías y en el número de hembras (Krebs 1999, Magurran 2003). Las fórmulas y la interpretación de las mismas se presentan en la sección anterior, El monitoreo de la avifauna.

A nivel de comunidades

Se sugiere analizar la composición y estructura del ensamblaje o del conjunto de especies.

Composición:

La composición del grupo de especies se evalúa a través de los indicadores de riqueza de especies. Durante el transcurso del monitoreo de la restauración ecológica se esperaría el incremento en la riqueza de especies.

Riqueza de especies:

La riqueza de especies-riqueza específica (S), entendida como el número de especies registradas en una localidad y un tiempo específico, es uno de los objetivos más importantes para cuantificar y monitorear el estado de diferentes grupos de especies en el tiempo y el espacio (Moreno 2001). Son múltiples los estimadores de riqueza propuestos, para los datos de registro de especies (presencia/ausencia), sugerimos emplear los estimadores Chao2, ICE y Jackknife 2. Si se cuenta con datos cuantitativos de abundancia relativa el mejor estimador es el Índice Alfa de Fisher. A medida que el proceso de restauración avanza se espera que los estimadores de riqueza de especies aumenten, dado el incremento de recursos disponibles para los mamíferos.

Estructura:

La estructura del grupo de especies se evalúa a través de los indicadores: de dominancia, diversidad y homogenización biótica. Durante el monitoreo se espera el incremento en la diversidad. Así mismo, se espera que la homogenización biótica disminuya, mientras la similitud aumenta entre el área en proceso de restauración y el ecosistema de referencia.

Dominancia:

Se propone evaluar la dominancia a través de un índice Simpson. Este índice está fuertemente influenciado por la importancia de las especies más abundantes y mide la probabilidad de que dos individuos seleccionados de manera aleatoria en una muestra sean de la misma especie (Ramírez 1999, Moreno y Halffter 2002, Moreno 2001). Para este índice a medida que la riqueza específica aumenta, la probabilidad que dos individuos sean de la misma especie disminuye en una muestra donde la dominancia es baja, cambiando de valor cuando la abundancia de individuos de las especies varía (Ramírez 1999, Moreno 2001).

Índice de Simpson (D):

$$D = \sum_{i=1}^s \left[\frac{n_i(n_i-1)}{N(N-1)} \right]$$

n_i = Número de individuos de la especie i en la muestra
 N = Número de individuos totales en la muestra = $\sum n_i$
 s = Número de especies en la muestra

Se espera que la dominancia en los primeros estados de sucesión sea baja en comparación de tiempos más avanzados, donde la dominancia debe aumentar en la medida que se estructura más el grupo de especies con unas cuantas especies dominantes y una mayor cantidad de especies raras.

Diversidad:

Es recomendable utilizar el índice de Diversidad Verdadera (Jost 2006), el cual permite medir la biodiversidad y sus tendencias de cambio en los ecosistemas. Mide la diversidad como el número efectivo de especies que hay en la comunidad, que puede ser entendido como el número de especies de una comunidad virtual, perfectamente balanceada, en la que todas las especies son igualmente comunes y en la cual se conserva la abundancia relativa promedio de las especies de la comunidad real (Jost 2006). De esta forma, los números efectivos de especies sirven para describir la diversidad de una comunidad ecológica y permiten comparar de forma clara y directa la magnitud de la diferenciación en la diversidad de dos o más comunidades (Jost 2006, Moreno *et al.* 2011). La Diversidad Verdadera se expresa como qD (Jost 2006) y se obtiene de la siguiente manera:

$${}^qD = \left(\sum_{i=1}^s p_i^q \right)^{1/(1-q)}$$

$\sum_{i=1}^s p_i^q$ es la sumatoria básica; p_i , representa la abundancia proporcional de la especie i , y S es el número total de especies. El parámetro q indica la sensibilidad del índice de diversidad a la frecuencia relativa de las especies presentes en la comunidad. La interpretación de qD no cambia con distintos valores de q , ya que se encuentra positivamente relacionada con el número real de especies S (Jost 2006, Jost 2007, Moreno *et al.* 2011).

A través del proceso de restauración se espera que la diversidad aumente en tanto se promueve una mayor diversidad de recursos para una mayor diversidad de especies de mamíferos.

Homogenización biótica:

Es el proceso por el cual la diversidad beta declina con el tiempo, por lo tanto la similaridad de las comunidades se incrementa (Olden y Rooney 2006, Devictor

et al. 2007, 2008). Una de las estrategias promovidas para revertir esta pérdida de biodiversidad es la restauración ecológica (e.g. Rahel 2010) y es la medición de la homogenización la que es considerada una herramienta para la evaluación de los efectos del cambio del paisaje (Devictor et al. 2007).

La homogenización biótica fundamenta su análisis en la información de riqueza de especies en cada uno de los momentos del proceso de restauración ecológica. La cuantificación de la homogenización biótica puede darse con la implementación del índice de Jaccard así:

$$S = \frac{a}{(a + b + c)} \times 100$$

S=similitud entre dos momentos del proceso de restauración

a=número de especies encontrado en los dos momentos del proceso de restauración

b=número de especies encontrado en uno de los dos momentos del proceso de restauración

c=número de especies encontrado en el otro momento del proceso de restauración

La heterogeneidad ambiental es un contribuidor importante en la diversidad de especies (Kassen 2002), por lo cual se espera que siguiendo el proceso de restauración ecológica: la homogenización biótica (similitud) se reduzca en la medida que la restauración avanza. La homogenización biótica expresada en términos de similitud a través del índice de Jaccard se interpreta como 0 % cuando no hay especies en común y 100 % cuando el solapamiento en la composición de especies es total (mayor similitud).

En los casos en los que el muestreo es representativo para el grupo de especies de estudio, es posible profundizar más en este análisis, teniendo en cuenta que los cambios en la comunidad de mamíferos durante el proceso de restauración no necesariamente se ven reflejados en la estructura de la comunidad (riqueza de especies o similitud) pero sí en su composición. Por esta razón, se sugiere un análisis complementario basado en la identidad de las especies, reconociendo procesos genéticos, taxonómicos y funcionales (McKinney 2006, Olden y Rooney 2006).

En primera instancia, se requiere definir la identidad de las especies (Olden y Rooney 2006), que en este caso serán clasificadas como generalistas o especialistas, definidas como aquellas que tienen una preferencia por un hábitat específico o recurso, y las generalistas son aquellas que no presentan esta preferencia o que tienen ocurrencia en varias clases de hábitat. El impacto de la degradación ambiental en estos grupos de especies es diferente. Las especialistas son altamente sensibles a los disturbios o a la pérdida de hábitat, mientras las generalistas se ven menos afectadas y favorecidas por la disminución de la competencia con las especialistas (McKinney y Lockwood 1999, Marvier et al. 2004, Scott 2006, Devictor et al. 2007, 2008, Rahel 2010). La homogenización biótica implica un declive de las especialistas y un reemplazamiento progresivo por especies más tolerantes: las generalistas (McKinney y Lockwood 1999).

Teniendo en cuenta el cambio de la identidad de las especies de una comunidad la homogenización biótica puede ser cuantificada siguiendo el índice de especialización de una comunidad, (Devictor et al. 2007) así:

$$H = \frac{Sg}{Sg + Ss}$$

H=Homogenización biótica
Sg=riqueza de especies generalistas
Ss=riqueza de especies especialistas

Durante el transcurso de la restauración ecológica se esperaría un proceso inverso a la homogenización funcional en el cual, a medida que avanza la restauración, la mayoría de especies generalistas permanecen y la riqueza de la comunidad se incrementa con la llegada de algunas especialistas.

Consideraciones finales

Al seleccionar a los mamíferos como un grupo apropiado para el monitoreo de los procesos de restauración ecológica, se requiere: 1) definir la especie (enfoque poblacional) o el grupo de especies (enfoque de ensamblaje o conjunto) a monitorear; 2) escoger el método de muestreo más apropiado a emplear; 3) analizar los resultados del trabajo en campo a través de indicadores en los atributos de composición y estructura, a nivel de poblaciones o de comunidades; y 4) analizar los cuantificadores para continuar con la siguiente etapa del monitoreo o ajustar las técnicas de restauración para alcanzar las metas del proceso.

Los cambios en el tiempo de estos indicadores permiten realizar un seguimiento veraz, eficiente, rápido y de bajo costo frente a la gran cantidad de información que se puede obtener con las metodologías recomendadas. En general se espera que en el corto y mediano plazo haya un incremento principalmente en crías, juveniles y hembras; y un incremento en la presencia de especies indicadoras positivas. En el largo plazo se espera que aumente la similitud respecto al ecosistema de referencia y la presencia de mamíferos grandes, especialistas y con poblaciones bajas.

Monitoreo funcional

Los conjuntos de especies, además de incorporar al criterio taxonómico, incluyen el gremio al que pertenecen, de esta forma se le otorga al estudio de monitoreo la posibilidad de realizar análisis funcionales a partir de la identificación del papel ecológico que cumplen las especies y el tipo de relación que establece con la vegetación (polinización o dispersión de semillas) o con otros animales (predación). Es factible inferir la función ecológica de dichas especies en el ambiente en proceso de restauración, así como su papel potencial en la provisión de bienes y servicios ecosistémicos. Ejemplos de conjuntos de especies con un claro papel en el proceso de restauración son los murciélagos frugívoros (Kunz *et al.* 2011) y los primates frugívoro-insectívoros (Estrada 2006), que contribuyen en la regeneración, colonización y mantenimiento de la diversidad vegetal en tales ecosistemas a través de la dispersión de semillas. Galindo-González *et al.* (2000), Willing *et al.* (2007), Melo *et al.* (2009). En ese sentido, se podría proponer como un criterio funcional, donde el indicador a escala de poblaciones sería el grupo funcional y el cuantificador puede ser el número y tipo de grupos funcionales. Para las comunidades, además del anterior indicador y cuantificador, se puede usar otro indicador de función que sería la dispersión potencial de semillas y como cuantificador se usaría la proporción de registros de semillas dispersadas y la abundancia de dispersores. Para conocer los métodos de muestreo de dispersores y de semillas potencialmente dispersadas recomendamos consultar Galindo-González (1998), Galindo-González *et al.* (2000), Lobova *et al.* (2009), Kunz *et al.* (2011) y Aguilar-Garavito *et al.* (2014).

EPÍLOGO

Wilson Ramírez

Este libro es una propuesta guía para monitorear procesos de restauración ecológica de los ecosistemas terrestres de Colombia. Los autores y editores reconocemos las falencias en investigación que aún existen en muchos de los grupos donde cabe la aparición de posibles nuevos indicadores que pueden seguir fortaleciendo ésta publicación a futuro. Sabemos también que la restauración ecológica y el monitoreo tienen aún limitaciones importantes que parten de la comprensión detallada de los ecosistemas, su resiliencia, los efectos de los disturbios y, por supuesto, de la autoecología de muchos de los grupos indicadores que proponemos aquí. Sin embargo, estas limitaciones no deben ser un obstáculo para que se aplique de forma consistente el monitoreo a los proyectos de restauración ecológica que se implementan e implementarán en el país y que, como hemos mencionado a lo largo del libro, es aún escaso, disperso y pobre tanto en su estructura como en el número de indicadores que se consideran. Con esta publicación recomendamos al lector la aplicación de varios de los indicadores, de preferencia aquellos que tengan un mejor balance entre la calidad de la información que arrojan versus los costos de evaluación y la complejidad en la toma de información. Reiteramos que no se puede hablar de un proyecto de restauración ecológica si éste no incluye un programa de monitoreo que lo acompañe desde su inicio.

Tanto la disciplina de la restauración ecológica como su monitoreo han estado recientemente en la agenda de la toma de decisiones políticas tanto a escala internacional como nacional, es el caso de la ratificación de la convención de la cumbre de Hyderabad de las Naciones Unidas en 2012, la ambiciosa meta del 15 % de ecosistemas restaurados al 2020 por parte del CDB, y el objetivo 3(b)(i) de la Plataforma de Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos (IPBES), y a escala nacional tanto el Plan Nacional de Restauración del Ministerio de Ambiente, como el Manual de Asignación de Compensaciones, ponen sobre el papel la restauración como alternativa a la recuperación de los servicios ecosistémicos perdidos y algunos de estos documentos son explícitos en la necesidad del monitoreo a cualquier actividad de restauración. A pesar de lo anterior, aún se ve con preocupación que el programa de monitoreo no se asume en la planificación o en la ejecución de los proyectos (i.e. los tiempos y los recursos para llevarlo a cabo de forma adecuada). Creemos que este es un aspecto a mejorar tanto para quienes redactan los proyectos como a quienes supervisan los mismos. Finalmente, es importante considerar que de la calidad de los datos que arroje el monitoreo de múltiples proyectos en el país se nutrirán los reportes de avance de los diversos compromisos que se han asumido tanto en lo nacional como en lo internacional.

Una reflexión importante, que ha sido considerada por múltiples autores, es la necesidad de la interdisciplinariedad al momento de asumir tanto el proyecto mismo de restauración como su posterior monitoreo. En este documento nos

aproximamos a algunos indicadores en diversos grupos (biológicos, edáficos y sociales). Somos conscientes que se requiere ampliar el espectro de indicadores a considerar proyectándolos a diversas disciplinas donde lo social y lo económico son tan protagonistas como lo biológico, no debemos olvidar que el objetivo final de la restauración es el de mejorar la provisión de servicios ecosistémicos y esta se monitorea no solo desde lo biológico sino desde muchas otras disciplinas. Adicionalmente, consideramos que es de suma importancia avanzar en la elaboración de un manual de monitoreo a la restauración ecológica, específicamente para los ecosistemas acuáticos marinos y continentales.

Queremos hacer énfasis en la importancia de la apropiación de las comunidades locales por los proyectos de restauración y, por supuesto, de su posterior monitoreo. En ocasiones, el fracaso de muy buenos proyectos ha sido que su implementación se ha realizado al margen de las comunidades que están directamente implicadas, por supuesto los costos en tiempo y recursos de mantener un programa de monitoreo, con las medidas de ajuste que lo acompañan, se vuelven insostenibles, sea que se apliquen a corto o mediano plazo. Por eso reiteramos la invitación a que tanto la implementación del proyecto de restauración como las responsabilidades posteriores de monitoreo se hagan de la mano con las comunidades, esto va más allá del pago de un día de jornal o un taller informativo, debería considerar el fortalecimiento de capacidades en restauración y monitoreo, la distribución de actividades y el entrenamiento en la toma de algunos datos sencillos, entre otros.

Esperamos haber logrado el objetivo de ofrecer una guía sencilla pero completa, que permita monitorear procesos de restauración ecológica, deseando que se convierta en una herramienta a quienes están desarrollando proyectos de restauración en campo, creemos que esta publicación aporta no solo a la práctica de la restauración ecológica sino a la construcción de un marco conceptual sólido que llegue a diversas escalas de trabajo, tanto en el campo como en la toma de decisiones tanto regional como nacional.

Área afectada por minería a cielo abierto y por la invasión de *Ulex europaeus* en la Serranía del Zuque, Cerros Orientales de Bogotá.
Fotografía: Mauricio Aguilar.



////////////////////

ANEXOS

////////////////////



ANEXO 1. Valoración de éxito para cada zona de intervención o unidades de actuación según los atributos propuestos por SER (2004).

Atributos de valoración SER (2004)	Tipo de dato tomado en campo para vegetación	Método de análisis
Las áreas intervenidas contienen un conjunto característico de especies que habitan en el ecosistema de referencia y que proveen una estructura apropiada de la comunidad	Número de especies e individuos por parcela	<ul style="list-style-type: none"> · Riqueza y diversidad alfa y beta. · Comparación de estructura y composición respecto al sistema de referencia. · Proporción de cambio a en tiempo. · Tasa de disminución de especies invasoras/m²
Las áreas intervenidas presentan especies autóctonas hasta el grado máximo factible	Número de especies e individuos por parcela	<ul style="list-style-type: none"> · Riqueza y Diversidad alfa y beta. · Comunidad dominante. · Proporción de cambio en el tiempo. · Cobertura de especies invasoras vs. coberturas nativas
Todos los grupos funcionales necesarios para el desarrollo o la estabilidad continua de las áreas intervenidas se encuentran representados, de lo contrario, los grupos faltantes tienen el potencial de colonizar por medios naturales	Número de especies e individuos por parcela, DAP, cobertura, altura	<ul style="list-style-type: none"> · Riqueza y Diversidad alfa y beta. · Comunidad dominante. · IVI e IPF. · Tasa de reclutamiento, sobrevivencia de plántulas, especies reclutadas y tipo de regeneración (semilla o rebrote). · Proporción de cambio en tiempo. · Estructura de la comunidad vegetal
En el ambiente físico las áreas intervenidas tienen la capacidad de sostener poblaciones reproductivas de las especies necesarias para la continua estabilidad o desarrollo a lo largo de la trayectoria deseada	Número de especies e individuos por parcela, DAP, cobertura, altura y estado fenológico	<ul style="list-style-type: none"> · Tasa, especies e individuos por especies en floración y fructificación. · Tasa de reclutamiento y especies reclutadas. · Tasa de germinación de las especies plantadas. · Sobrevivencia de las especies plantadas y de las especies invasoras. · Tasa de germinación de especies invasoras. · % de cobertura de especies invasoras
Las áreas intervenidas aparentemente funcionan normalmente de acuerdo con su estado ecológico de desarrollo y no hay señales de disfunción	Número de especies e individuos por parcela, DAP, cobertura, altura y estado fenológico	<ul style="list-style-type: none"> · Estructura de la comunidad invasoras. · % de cobertura de invasoras. · Tasa de reclutamiento y especies reclutadas. · Sobrevivencias de las especies reclutadas. · Tasa de germinación de invasoras
El ecosistema restaurado se ha integrado adecuadamente con la matriz ecológica o el paisaje, con los cuales interactúa a través de flujos e intercambios bióticos y abióticos	Especies e individuos por parcela, DAP, cobertura, altura y estado fenológico	<ul style="list-style-type: none"> · Estructura de la comunidad vegetal. · Tasa de reclutamiento y especies reclutadas. · Sobrevivencia de las especies reclutadas. · Diversidad alfa y beta

Atributos de valoración SER (2004)	Tipo de dato tomado en campo para vegetación	Método de análisis
Se han eliminado o reducido, tanto como sea posible, las amenazas potenciales del paisaje que lo rodea	Número de especies e individuos por parcela, DAP, cobertura, altura y estado fitosanitario	<ul style="list-style-type: none"> · % de cobertura de invasoras. · % de nuevas áreas quemadas. · % de individuos por especie afectados por problemas fitosanitarios
El ecosistema restaurado tiene suficiente capacidad de recuperación como para aguantar los acontecimientos estresantes periódicos y normales del ambiente local y que sirven para mantener la integridad del ecosistema	Número de especies e individuos por parcela, DAP, cobertura, altura y estado fitosanitario	<ul style="list-style-type: none"> · % de cobertura de invasoras. · % de individuos por especie afectados por problemas fitosanitarios. · Tasa de reclutamiento y especies reclutadas. · Supervivencia de las especies reclutadas. · Diversidad alfa y beta
El ecosistema restaurado es autosostenible al mismo grado que su ecosistema de referencia y tiene el potencial de persistir indefinidamente bajo las condiciones ambientales existentes	Estructura, composición y función	<ul style="list-style-type: none"> · Diversidad alfa y beta. · % de similitud

ANEXO 2. Listado de indicadores que contemplan los niveles de organización de la biodiversidad y criterios de composición, estructura, función y socio económicos, elaborada a partir de Noss (1990), Norton y Hobbs (1996), Higg 1997, Aronson y Flocc (1996), Choi (2004), Ruiz-Jaén y Aide (2005a, b) (2006), Herrick *et al.* (2006), Hobbs (2003) (2007), Clifford y Taylor (2008), Aronson *et al.* (2010), Barrera-Cataño *et al.* (2010), Thorpe y Stanley (2011) y Wortley *et al.* (2013).

Criterios (atributos ecosistémicos y de la biodiversidad)	Indicadores escala del paisaje	Indicadores para comunidades y ecosistemas	Indicadores para especies
Funcionamiento	Regímenes de disturbios (tipo, área, origen, frecuencia, predictibilidad, intensidad, magnitud, etc.)	Disponibilidad hídrica y Eficiencia en la interpretación y uso de las aguas pluviales	Procesos demográficos
		Temperatura y humedad relativa sobre el suelo	
	Tasas de ciclado de nutrientes, flujo de energía	Eficiencia en el uso de nutrientes (N y P)	
		Aporte de nutrientes: K, Ca, N, P, Mg	
		Desnitrificación	
		Captura de carbono	
		Capacidad de intercambio catiónico	
Tasas de cambio de los elementos del paisaje	Micorrización	Fisiología	
	Producción de hojarasca y de materia orgánica		

Crterios (atributos ecosistémicos y de la biodiversidad)	Indicadores escala del paisaje	Indicadores para comunidades y ecosistemas	Indicadores para especies	
Funcionamiento	Tasas de erosión	Contenido de materia orgánica y de nutrientes del sustrato	Historias de Vida	
	Procesos geomorfológicos e hidrológicos	Herbivoría, parasitismo, depredación	Tasas de crecimiento	
	Tendencias de uso del paisaje	Productividad de biomasa y densidad de madera. Productividad primaria neta		Fenología
		Tasas de colonización o extinción local		Tasa de adaptación
		Dispersión de semillas y polinización		
		Recambio de especies y ensamble de poblaciones en el tiempo		
Composición	Identificación de tipos de elementos del paisaje	Riqueza, abundancia, frecuencia y diversidad de familias, géneros y especies y gremios	Riqueza y diversidad de especies	
	Distribución de elementos del paisaje	Proporción de especies endémicas, nativas exóticas y amenazadas	Riqueza de especies anuales frente a especies perennes	
		pH del suelo, densidad, fósforo total, nitrógeno, carbono orgánico, calcio, potasio, magnesio, cationes intercambiables de Ca, K y Mg Riqueza y abundancia de fauna edáfica		
	Patrones colectivos de distribución de especies	Curvas de dominancia y diversidad	Frecuencia y abundancia absoluta o relativa	
		Riqueza y viabilidad del banco de semillas	Sobrevivencia	
		Riqueza, abundancia y diversidad de plántulas de especies o grupos funcionales de interés		
		Diversidad local frente diversidad regional	Cobertura	
		Proporción de formas de vida	Diversidad biológica edáfica	
	Coefficientes de similaridad	Presencia de especies clave		
Estructura	Heterogeneidad del paisaje	Biomasa epigea o hipogea	Dispersión	
	Conectividad y fragmentación	Espectro de biotipos	Estructura poblacional	

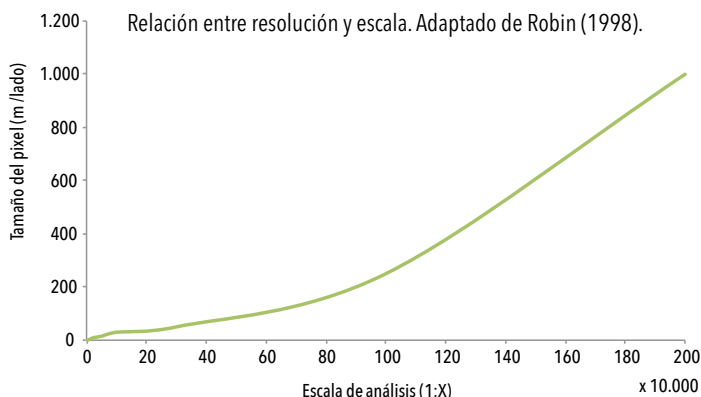
Criterios (atributos ecosistémicos y de la biodiversidad)	Indicadores escala del paisaje	Indicadores para comunidades y ecosistemas	Indicadores para especies
Estructura	Relación perímetro área	Número de individuos	Variabilidad morfológica
	Tamaño	DAP, cobertura, altura de la vegetación e Índices estructurales (IVI, IPF) o fitosociológicos	
	Configuración espacial y patrones de distribución del hábitat	Disponibilidad de recursos	
	Frecuencia y distribución de unidades de paisaje	Abundancia y distribución de poblaciones Densidad de follaje	

ANEXO 3. Guía para la selección de imágenes satelitales más usuales y disponibles en proyectos de restauración a escala del paisaje

Sensor/imagen	Resolución espacial	Resolución espectral	Escala max. aprox.	Capacidad estéreo	Compra mínima	Año
WorldView 2	0,5/1,8 m	8 bandas	1:2.500	Sí	25 km ²	2009
WorldView 1	0,5 m	1 banda	1:2.500	Sí	25 km ²	2007
QuickBird	0,6/2,4 m	4 bandas	1:3.500	-	25 km ²	2002
Ikonos 2	1/2m	5 bandas	1:3.500	Sí	11 km ²	1999
SPOT 5	2,5/5/10 m	4 bandas	1:10.000	Sí	Por escena	2002
SPOT 6	2,2/8,8 m	5 bandas				2012
RapidEye (5 satélites)	6 m	5 bandas	1:15.000	-	500 km ²	2008
TerraSar X (Radar)	1 - 16 m	Banda X, Polarimetría HH, VV, HV, VH	1:6.000	Sí	Por escena	2007
RadarSar 2 (Radar)	3 - 100 m	Banda C, Polarimetría: HH, VV, HV, VH	1:15.000	Sí	Por escena	2008
ASTER **	15/30/90 m	4 + 6 + 5 bandas	1:50.000	Sí	Gratuito	1999
Landsat 5 TM*	30/120 m	6 + 1 bandas	1:75.000	No	Gratuito	1984
Landsat 7 ETM+	15/30 m	6 + 1 bandas	1:50,000/1:100.000	No	Gratuito	1993
Landsat 8 LDCM	15/30/100 m	8 + 2 bandas	1:50,000/1:100.000	No	Gratuito	2013
TERRA-MODIS	500/1 km	36 bandas	1:500.000/1:1.000.000	No	Gratuito	
ALOS-PRISM/AVNIR	2,5/10 m	4 + 1 bandas	1:10.000	Sí	Por escena	2006
NOAA-AVHRR	1,1/4km	4 bandas	1:1.000.000	No	Gratuito	1960

* Dejó de tomar imágenes nuevas en noviembre 2011. ** El sensor de infrarrojos no está operativo.

Resolución espacial (metros)	Características
0,65 - 5	Permite diferenciar tipos de cobertura (árboles, arbustos y algunas herbáceas, forma del terreno, características de los doseles)
10 - 15	Elaboración de mapas a escala de detalle. También es posible individualizar árboles, estructuras antropizadas, drenajes menores, procesos de reforestación, monitoreo de contaminación y peligros naturales, planeamiento, uso y cobertura del suelo
20 - 30	Identificación de regiones urbanas, estructuras antrópicas, seguimiento de agricultura, estudios oceánicos y costeros. Identificación de grandes áreas forestales y programas de forestación, estudios de cambio de uso de la tierra e identificaciones de lineamientos geológicos
> 100	Mapas de estructuras geológicas regionales, mapas de grandes vías hidrográficas y extensas áreas forestales y agrícolas. Programas de conservación de especies marinas, investigación de la atmósfera, predecir cambios ambientales en la atmósfera, océanos, costas y grandes lagos



ANEXO 4. Cambios en la riqueza de especies de hormigas según los usos del suelo en diferentes paisajes de Colombia. (En todos los casos el número de trampas corresponde a las trampas instaladas por sitio de muestreo o replica)

Tipo de paisaje y localización	# total especies (gamma)	Usos del suelo	Número de especies (alfa)	Máxima pérdida de especies	Métodos de muestreo	Referencia
Región Caribe						
Fragmentos de bosque seco tropical de Piojó, Tubará y Barranquilla (Atlántico). 75-400 m y 30°C	21*	Bosque secundario Piojó	17	59 %	15 trampas de caída, 15 cebos de atún y colecta manual	Domínguez-Haydar <i>et al.</i> 2008
		Cultivos mixtos de palma, plátano, mango y guanabana	15			
		Bosque secundario (matorral) Tubará	12			
		Potreros	11			
		Bosque subxerófilo Barranquilla	8			
		Cultivos de frutales temporales	7			

Tipo de paisaje y localización	# total especies (gamma)	Usos del suelo	Número de especies (alfa)	Máxima pérdida de especies	Métodos de muestreo	Referencia
Región Andina						
Paisaje cafetero (Risaralda) 1.500-2.000 m 15.8°C	96	Bosque continuo	74	45 %	10 extracciones de 1 m ² de hojarasca y colecta manual	Zabala <i>et al.</i> 2013
		Parche de bosque	49			
		Café de sol	41			
Cuenca media del Río La Vieja, Valle del Cauca y Quindío. 990-1.760 m 20°C	227	Bosques secundarios	127	56 %	40 trampas de caída, 40 cebos arbóreos, 40 cebos epigeos	Rivera <i>et al.</i> 2013
		Plantación de bambú	96			
		Frutal (monocultivo cítricos)	114			
		Pasturas con árboles alta densidad	123			
		Cercas vivas	115			
		Silvopastoril intensivo de leucaena	89			
		Pastura sin árboles	55			
Paisaje heterogéneo en Caldono, (Cauca). 1.335-1.550 m 21,5°C	82	Bosques secundarios	56	41 %	20 trampas de caída, 20 cebos de atún	Urrutia & Armbrrecht, 2013
		Cafetales de sombra	60			
		Cafetales de sol	33			
Fragmentos de bosque seco y sus matrices (Tolima). 286-658 m 24°C	17*	Bosque secundario	13	53 %	12 trampas de caída y 12 extracciones de 1 m ² de hojarasca	Yara y Reinoso 2012
		Matorrales	11			
		Matrices: cultivos anuales y transitorios de arroy y maíz	6			
Valle interandino del Río Cauca (Risaralda, Valle y Cauca). 900-1100 m 24°C	215	Bosque secundario	160	81 %	Revisión, diferentes estudios con diferentes métodos	Chacón de Ulloa <i>et al.</i> 2012
		Bosque de galería	66			
		Guadual	60			
		Potrero	61			
		Caña de azúcar	46			
		Forestal-pino	30			
Cuenca media del río Chambery (Caldas) Paisajes ganaderos. 1.700-2.100 m 14-20°C	23*	Bosque maduro	19	47 %	12 trampas de caída y 12 extracciones de 1 m ² de hojarasca	Abadía <i>et al.</i> 2010**
		Bosque secundario	20			
		Corredor ripario	18			
		Pastizal	10			
Bosque húmedo subtropical, paisaje heterogéneo (El Dovio -Valle). 1.450-1.850 m 19°C	68	Bosques secundarios	29	37 %	20 trampas de caída, 20 cebos de atún	Ramírez Ramírez <i>et al.</i> 2009
		Sucesión temprana	29			
		Silvopastoril ganado con guayabos	31			
		Cafetales de sombra con <i>Inga</i>	30			
		Banco de forrajes	22			
		Granadilla	18			

Tipo de paisaje y localización	# total especies (gamma)	Usos del suelo	Número de especies (alfa)	Máxima pérdida de especies	Métodos de muestreo	Referencia
Cuenca media del río Nima (Valle). Paisaje ganadero 1.700-2.100 m 14-20°C	29*	Bosque continuo	19	52 %	12 trampas de caída y 12 extracciones de 1 m ² de hojarasca	Pereira 2008**
		Bosque ripario (cañadas)	21			
		Fragmentos de bosque	18			
		Plantación de ciprés	12			
		Café de sombra	9			
		Pastizales	11			
Reserva Forestal Bremen-La Popa (Quindío). 1.700 m 7,4-21,5°C	13*	Bosque	13	69 %	12 trampas de caída y 12 extracciones de 1 m ² de hojarasca	Chaves <i>et al.</i> 2008**
		Pastizal	4			
	58	Bosque	48	48 %		Chaves 2003**
		Pastizal	25			
Paisaje Cafetero del Cairo (Valle). 1.200-1.800 m 9-18°C	24*	Bosque secundario	13	53 %	12 trampas de caída y 12 extracciones de 1 m ² de hojarasca	
		Café con sombra	13			
		Café con sombra en cañada	15			
		Caña panelera	7			
		Potrero con rastrojo	11			
		Potrero limpio	6			
Paisaje Cafetero de Támesis (Antioquia). 1.200-1.800 m 21°C	30*	Rastrojo alto	15	46 %	12 trampas de caída y 12 extracciones de 1 m ² de hojarasca	Gracia-Cárdenas <i>et al.</i> 2008**
		Café con sombra	22			
		Café de sol (a libre exposición)	8			
		Cerca viva	16			
		Potrero arbolado	17			
		Potrero con rastrojo	13			
Paisaje Cafetero de Pinchote, Paramo y Socorro (Santander). 1.200-1.800 m 18-24°C	20*	Rastrojo alto	14	21 %	12 trampas de caída y 12 extracciones de 1 m ² de hojarasca	
		Café con sombra	13			
		Cerca viva	12			
		Potrero arbolado	13			
		Potrero con rastrojo	11			
Elementos del paisaje del Bosque seco (Valle). 900-1.100 m 24°C	22*	Bosque	16	56 %	12 trampas de caída y 12 extracciones de 1 m ² de hojarasca	Arcila <i>et al.</i> 2008**
		Bosque ripario (galería)	14			
		Guadua	14			
		Caña	7			
		Potrero	7			
Región de Porce (Antioquia). 945-1.045 m 22,1-33,4°C	35*	Bosque	26	42 %	12 trampas de caída, 12 extracciones de 1 m ² de hojarasca y muestreo manual	Serna y Vergara-Navarro 2008
		Rastrojo alto	23			
		Rastrojo bajo	20			
		Pastizal	15			

Tipo de paisaje y localización	# total especies (gamma)	Usos del suelo	Número de especies (alfa)	Máxima pérdida de especies	Métodos de muestreo	Referencia
Cuenca media del cañón del río Barbas (Quindío). Paisaje ganadero 1.700–2.100 m 14–20°C	94	Bosque continuo	63	62 %	12 trampas de caída y 12 extracciones de 1 m ² de hojarasca	Mendoza <i>et al.</i> 2007**
		Fragmentos de bosque	42			
		Bosque ripario (cañadas)	50			
		Plantaciones forestales	36			
		Pastizales	24			
Paisaje Cafetero de Apía (Risaralda). 1.405–1.885 m 20°C	83	Bosque	37	29 %	colecta manual de nidos en 40 parcelas. Experimento de nidificación	Armbrecht <i>et al.</i> 2006
		Café con sombra poligenéricos	30			
		Café con sombra Monogenéricos	30			
		Café de sol (a libre exposición)	26			
Paisajes cafeteros Risaralda. 1.400–1.700 m 19°C 1.500 m 20°C	115	Bosques secundarios	32	25 %	10 extracciones de 1 m ² de hojarasca y colecta manual en suelo y arbustos	Armbrecht <i>et al.</i> 2005
		Cafetales de sombra poligenérica	37			
		Cafetales de sombra monogenérica	26			
		Cafetales de sol	24			
Cuenca media del río Otún (Risaralda). Santuario de Flora y Fauna Otún-Quimbaya 1.700–2.100 m 14–20°C	76	Bosque continuo	69	43 %	12 trampas de caída y 12 extracciones de 1 m ² de hojarasca	Jiménez y Lozano-Zambrano 2005**
		Plantaciones forestales	39			
Bosque seco, El Cerrito, Valle del Cauca, Reserva Natural "El Hatico"	62	Fragmento de bosque	38	44 %	20 trampas de caída, 20 cebos de atún	Ramírez y Enríquez 2003
		Sistema silvopastoril con algarrobo	35			
		Sistema silvopastoril con leucaena	21			
Reserva Natural La Planada (Nariño). 1.850 m 4.742 mm 13,2–25,3°C	63	Bosque maduro	22	23 %	Trampas de caída, cebos píceos y arbóreos y colecta manual	Estrada y Fernandez 1999
		Bosque entresacado	26			
		Bosque de 20 años	22			
		Bosque de 10 años	20			
		Pastizal en regeneración de 3 años	25			
		Pastizal	22			

Tipo de paisaje y localización	# total especies (gamma)	Usos del suelo	Número de especies (alfa)	Máxima pérdida de especies	Métodos de muestreo	Referencia
PNN Farallones de Cali (Valle). Reserva Hato Viejo 2.300 m 12-20°C	25	Bosque primario	20	55 %	Colecta manual sobre suelo y vegetación, hojarasca procesada con embudo de Berlese-Tulgren y cebos con sardina	Bustos y Ulloa-Chacón, 1996-97
		Bosque secundario	14			
		Potrero >10 años de regeneración	9			
Región Pacífica						
Cuenca media del río Calima. Río Azúl y Río Blanco (Valle). 550-850 m	227	Bosque maduro (RA)	146	32 %	10 trampas de caída y 10 cebos en cada estrato: epigeo, hipógeo y arboreo	Aldana y Chacón de Ulloa 1999
		Bosque secundario	160			
		Hidroeléctrica Calima	109			
Región Amazónica						
Piedemonte (Caquetá). 200-400 m 18-36°C	35*	Agroforestal	24	67 %	Método TSBF (Tropical soil biology and fertility), escrutinio de 1 m ² de hojarasca y suelo, formol al 5 % en un cuadrante de 50 cm, y colecta manual	Sanabria-Blandón & Chacón de Ulloa 2011
		Silvopastoril	19			
		Tradicional	8			
Región Orinoquia						
Sistemas productivos (Meta). 200 m 26°C	92	Pastizal	52	62 %	Método TSBF (Tropical soil biology and fertility)	Sanabria <i>et al.</i> 2012
		Sabana nativa	45			
		Caucho	43			
		Palma africana	38			
		Cultivos anuales	20			
Región Insular						
Parque Nacional Natural Gorgona (Cauca) 0-340 m 27°C	57	Playa Blanca	28	39 %	10 trampas de caída y 10 cebos con sardina en cada estrato: epigeo, arboreo y captura manual	Valdés <i>et al.</i> 2014 (muestreo de 2010)
		Playa Palmeras	25			
		El Acueducto	18			
		Cerro Trinidad	17			
		Sendero La Chonta	15			
		El Poblado	15			
		Playa Yundigua	11			

*Grupo de hormigas cazadoras. **Protocolo para hormigas del suelo en paisajes rurales IAvH.

ANEXO 5. Especies indicadoras de los diferentes tipos de hábitats y usos del suelo en las regiones de Colombia.

Elemento del paisaje	Especie	Región natural					Indicadora	Referencia bibliográfica
		Caribe	Andina	Pacífica	Orinoquia	Amazonia		
Bosque primario	<i>Acanthoponera micronata</i>			X			(+)	Aldana y Chacón de Ulloa 1999
	<i>Belenopelta delatrix</i>			X			(+)	Aldana y Chacón de Ulloa 1999
	<i>Cyphomyrmex cornutus</i>			X			(+)	Aldana y Chacón de Ulloa 1999
	<i>Dolichoderus shattucki</i>			X			(+)	Aldana y Chacón de Ulloa 1999
	<i>Heteroponea monticola</i>		X				(+)	Chaves <i>et al.</i> 2008
	<i>Labidus spinioidis</i>		X				(+)	Bustos y Ulloa-Chacón 1996-97
	<i>Odontomachus cornutus</i>			X			(+)	Aldana y Chacón de Ulloa 1999
	<i>Stigmatomma orizabanum</i>		X				(+)	Chaves <i>et al.</i> 2008
	<i>Acanthognathus brevicornis</i>		X				(+)	Armbrrecht y Chacón de Ulloa 1999
	<i>Apterostigma calverti</i>					X	(+)	Sanabria 2011
Bosque secundario	<i>Crematogaster abstinens</i>					X	(+)	Sanabria 2011
	<i>Cyphomyrmex rimosus</i>		X				(+)	Jiménez-Carmona <i>et al.</i> (en prep)
	<i>Discothyrea horni</i>		X				(+)	Jiménez-Carmona <i>et al.</i> (en prep)
	<i>Ectatomma tuberculatum</i>					X	(+)	Sanabria 2011
	<i>Gnamptogenys bisulca</i>		X				(+)	Jiménez <i>et al.</i> 2008, Zabala <i>et al.</i> 2013
	<i>Heteroponea monticola</i>		X				(+)	Jiménez-Carmona <i>et al.</i> (en prep)
	<i>Hypooponera creola</i>		X				(+)	Jiménez-Carmona <i>et al.</i> (en prep)
	<i>Labidus praedator</i>					X	(+)	Sanabria 2011
	<i>Odontomachus scalptus</i>					X	(+)	Sanabria 2011
	<i>Pachycondyla aenescens</i>		X				(+)	Abadía <i>et al.</i> 2010, Jiménez <i>et al.</i> 2008
<i>Pachycondyla crassinoda</i>					X	(+)	Sanabria 2011	
<i>Pachycondyla becculata</i>		X				(+)	Jiménez <i>et al.</i> 2008	
<i>Pachycondyla impressa</i>					X	(+)	Sanabria 2011	

Elemento del paisaje	Especie	Región natural						Indicadora	Referencia bibliográfica
		Caribe	Andina	Pacífica	Orinoquia	Amazonia	Insular		
Bosque secundario	<i>Paraponera clavata</i>				X	X	X	(+)	Sanabria 2011, Valdés-Rodríguez et al. 2014
	<i>Pheidole pygmaea</i>	X						(+)	Jiménez-Carmona et al. (en prep)
	<i>Trachymyrmex bugnioni</i>	X			X			(+)	Sanabria 2011
	<i>Gnaptogenys bisulca</i>	X						(+)	Abadía et al. 2010, Jiménez et al. 2008
	<i>Pachycondyla constricta</i>	X						(+)	Arcila-Cardona et al. 2008, Achury et al. 2012
	<i>Pachycondyla aenescens</i>	X						(+)	Jiménez et al. 2008, Herrera 2012
	<i>Strumigenys gemella</i>	X						(+)	Jiménez-Carmona et al. (en prep)
	<i>Atta cephalotes</i>	X						(-)	Escobar-Ramírez et al. 2012
	<i>Cyphomyrmex major</i>							(-)	Escobar-Ramírez et al. 2012
	<i>Cyphomyrmex rimosus</i>				X			(-)	Sanabria et al. 2012
Pastizal/potrero	<i>Ectatomma ruidum</i>	X	X		X			(-)	Abadía et al. 2013, Arcila-Cardona et al. 2008, Sanabria 2011, Escobar-Ramírez 2012, Henao-Gallego et al. 2012
	<i>Heteroponera microps</i>		X					(-)	Abadía et al. 2010
	<i>Linepithema pilliferum</i>		X					(-)	Jiménez-Carmona et al. (en prep)
	<i>Monomorium pharaonis</i>				X			(-)	Sanabria et al. 2012
	<i>Odontomachus brunneus</i>					X		(-)	Sanabria-Brandón y Chacón de Ulloa 2011
	<i>Solenopsis geminata</i>		X					(-)	Escobar-Ramírez 2012, Escobar-Ramírez et al. 2012, Henao-Gallego et al. 2012, Achury et al. 2012
	<i>Odontomachus erythrocephalus</i>		X					(-)	Abadía et al. 2010
	<i>Wasmannia sigmaidea</i>					X		(-)	Sanabria 2011
	<i>Atta cephalotes</i>							(-)	Montoya et al. 2006
	<i>Ectatomma ruidum</i>		X					(-)	Calle et al. 2013
Zonas disturbadas	<i>Linepithema angulatum</i>							(-)	Calle et al. 2013

Elemento del paisaje	Especie	Región natural						Indicadora	Referencia bibliográfica
		Caribe	Andina	Pacífica	Orinoquia	Amazonia	Insular		
Zonas disturbadas	<i>Nylanderia fulva</i>		X					(-)	Chacón de Ulloa et al. 2012
	<i>Pheidole susannae</i>		X					(-)	Chacón de Ulloa et al. 2012
	<i>Solenopsis geminata</i>	X	X				X	(-)	Abadía et al. 2013, Chacón de Ulloa et al. 2012, Valdés-Rodríguez et al. 2014
Silvopastoril	<i>Tapinoma melanocephalum</i>	X	X					(-)	Abadía et al. 2013, Chacón de Ulloa et al. 2012
	<i>Wasmannia auropunctata</i>	X	X				X	(-)	Abadía et al. 2013, Armbrrecht y Ulloa-Chacón 2003, Valdés-Rodríguez et al. 2014
	<i>Brachymyrmex longispina</i>				X			(+)	Sanabria 2011
Agroforestal	<i>Camponotus similimus indianus</i>					X		(+)	Sanabria 2011
	<i>Crematogaster nigropilosa</i>				X			(+)	Sanabria 2011
	<i>Paraponera clavata</i>					X		(+)	Sanabria-Brandón y Chacón de Ulloa 2011
Cultivos anuales	<i>Acanthostichus sanchezorum</i>				X			(+)	Sanabria et al. 2012
	<i>Crematogaster snellingi</i>				X			(+)	Sanabria et al. 2012
	<i>Hypoponera opacior</i>				X			(+)	Sanabria et al. 2012
Zonas en regeneración	<i>Neivamyrmex punctaticeps</i>				X			(+)	Sanabria et al. 2012
	<i>Hypoponera punctatissima</i>				X			(-)	Sanabria et al. 2012
	<i>Pseudomyrmex gracilis</i>				X			(-)	Sanabria et al. 2012
Zonas en restauración	<i>Wasmannia auropunctata</i>		X					(-)	Achury et al. 2012
	<i>Heteroponera inca</i>		X					(+)	Calle et al. 2013
	<i>Labidus preadorator</i>		X					(+)	Bustos y Ulloa-Chacón 1996-97
Zonas en proceso de restauración	<i>Octostruma balzani</i>							(+)	Calle et al. 2013
	<i>Gnamptogenys bisulca</i>		X					(+)	Herrera 2012, Jiménez-Carmona et al. (en prep)

ANEXO 6. Fichas de hormigas

Ficha: *Gnamptogenys bisulca* (Kempff y Brown 1968)

Descripción: hormigas pequeñas, aproximadamente 2 mm, color marrón oscuro a café rojizo, presentan costillas o estrías longitudinales en la cabeza y a lo largo de todo su cuerpo. Presenta dos suturas en la parte dorsal del tórax, las suturas pro y mesonotal que interrumpen las estrías y formando un surco angosto delimitado por las dos suturas (de ahí su nombre: bisulca) (Lattke *et al.* 2008) Foto 1 a y b.

Distribución: se distribuye en los Andes desde los 1.000 hasta los 2.000 m.s.n.m, asociada principalmente a bosques húmedos andinos, subandinos, bosque de transición y bosque seco. Registrada para los departamentos de Caldas, Chocó, Quindío, Risaralda y Valle del Cauca (Lattke *et al.* 2008, Lozano-Zambrano *et al.* 2008).

Hábitat y ecología: habita en la hojarasca, tiene una fuerte preferencia por hábitats boscosos, bosques riparios con el 43 y 40 % de las capturas respectivamente, también se ha reportado en plantaciones forestales, cafetales con sombra, cercas vivas multiestrato, en fragmentos pequeños de 5 a 10 ha y en áreas en proceso de restauración de 8 años de suelos provenientes de plantaciones forestales se reporta el 7 % de las capturas. Es una hormiga cazadora solitaria, de comportamiento críptico (tiende a quedarse quieta, hacerse la muerta y encorvarse cuando es observada). Anida casi exclusivamente en ramas pequeñas, de aproximadamente 2 cm de diámetro. Presenta nidos pequeños con aproximadamente 30 individuos, cerca del 12 % de los nidos revisados presentan hembras ergatoides (hembras no aladas) (Jiménez-Carmona *et al.* b. en prep).

Cualidades de la especie como indicadora: 1) facilidad para detectarlas en campo: ya que anida en ramitas, la búsqueda de esta especie puede hacerse a través de la observación directa del interior de las ramas que se encuentran en la hojarasca; 2) fácil identificación: esta especie se caracteriza por presentar dos suturas fuertemente marcadas en el promesonoto, las cuales pueden ser visualizadas en campo usando una lupa de 20X. (Puede confundirse con *G. dichotoma*); 3) aunque es una especie con una alta preferencia por hábitats boscosos, también se puede encontrar presente en sistemas productivos con árboles, en estos sistemas su abundancia disminuye en comparación con el bosque.

Métodos: se recomienda hacer colecta manual usando un transecto de 12 estaciones separadas cada 10 m, en cada estación se colectarán todas las ramitas que se encuentren en un área de 1 m², posteriormente se abre cada ramita

y durante 15 minutos se revisa el interior de estas para encontrar los nidos, cada nido de cada ramita debe colectarse por separado en tubos eppendorf preferiblemente con alcohol al 96 % para preservar su ADN (Figura 36).

Ficha: *Pachycondyla aeneszens* (Mayr 1870)

Descripción: hormigas grandes, de aproximadamente 9 mm, de color negro, densamente rugulosa, punteada y opaca en cabeza y tórax, abdomen brillante y finamente punturado, en contraste con la luz se puede observar tonalidades metálicas purpúreas en el abdomen. Presenta hombro pronotal con una carena, el mesonoto forma una convexidad separada del pronoto y propodeo (MacKay *et al.* 2008) Foto 2.

Distribución: se distribuye en los Andes desde los 700 hasta los 2.130 m.s.n.m, asociada principalmente a bosques húmedos andinos, subandinos, bosque de transición y bosque seco, también ha sido observada en bosques riparios plantaciones de urapán, roble, pino, eucalipto, cultivos de café y en potreros. Registrada para los departamentos de Caldas, Cauca, Quindío, Risaralda y Valle del Cauca (MacKay *et al.* 2008, Lozano-Zambrano *et al.* 2008).

Hábitat y ecología: forrajera activa de la hojarasca, tiene una fuerte preferencia por los hábitats boscosos con el 37 % al 44 % de las capturas asociadas a bosques y bosques riparios respectivamente, en fragmentos de bosque de 5 a 10 ha se ha encontrado en el 11 % de las capturas, también se ha reportado en plantaciones forestales, cafetales con sombra, cercas vivas multiestrato y en áreas en proceso de restauración de 7 años con el 6 % de las capturas, ocasionalmente ha sido colectada en potreros con porcentajes ≤ 1 %. Es una hormiga cazadora solitaria, tiende a moverse rápido y se oculta en la hojarasca cuando es observada. Anida en el suelo, a una profundidad de 15 a 20 cm, presenta nidos grandes muy agresivos al ser disturbadas (Jiménez-Carmona *et al.* en prep).

Cualidades de la especie como indicadora: 1) facilidad para detectarlas en campo: es frecuente observarla forrajeando sobre la hojarasca y troncos en descomposición, la búsqueda de esta especie puede hacerse a través de la observación directa la hojarasca y bordes de camino dentro del bosque; 2) fácil identificación: su gran tamaño hace que se puedan visualizar sus caracteres en campo usando una lupa de 20X; 3) aunque es una especie con una alta preferencia por hábitats boscosos, también se puede encontrar presente en sistemas productivos con árboles, en estos sistemas su abundancia disminuye en comparación con el bosque.

Métodos: las trampas de caída son apropiadas para coleccionar esta especie, de 262 capturas el 76 % de éstas fueron con trampas de caída (Figura 33), por lo tanto se recomienda hacer un transecto de 12 estaciones separadas cada 10 m, en cada estación la trampa de caída, ya que estas hormigas son muy activas sobre la hojarasca, este método se puede complementar con la colecta manual, las hormigas colectadas se guardan por estación y por método de captura en tubos eppendorf preferiblemente con alcohol al 96 % para preservar su ADN.

Ficha: *Pachycondyla becculata* (MacKay y MacKay 2010)

Descripción: hormigas pequeñas de aproximadamente 5,5 a 7 mm, de color negro, con apéndices café y mandíbulas café rojizo, el borde anterior del clipeo presenta un diente medial, ojos muy pequeños (MacKay y MacKay 2010) Foto 3 a y b.

Distribución: se distribuye en los Andes desde los 639 hasta los 2.625 m.s.n.m, asociada bosques húmedos andinos, subandinos, bosque de transición, bosque seco y llanura del pacífico, también ha sido observada cultivos de café con sombra, cercas vivas, potreros con rastrojo, rastrojo alto y en áreas restauradas de 7 años de suelos que fueron plantaciones forestales. Registrada para los departamentos de Antioquia, Caldas, Quindío, Risaralda, Santander y Valle del Cauca (García-Cárdenas *et al.* 2008, Jiménez *et al.* 2008, Lozano-Zambrano *et al.* 2008, Zabala *et al.* 2008).

Hábitat y ecología: forrajera activa de la hojarasca, tiene una fuerte preferencia por hábitats boscosos, presentando el 55 % de las capturas en bosques, 32 % en bosque riparios, 6 % en fragmentos de 5 a 10 ha, y el 5 % en áreas restauradas de 7 años de suelos que fueron plantaciones forestales. Es una hormiga cazadora solitaria, tiende a moverse rápido y se oculta en la hojarasca cuando es observada. Anida en el suelo, a una profundidad de 15 a 20 cm, presenta nidos grandes muy agresivos al ser disturbadas (Jiménez-Carmona *et al.* en prep).

Cualidades de la especie como indicadora: 1) fácil identificación: su pequeño tamaño y la presencia del diente clipeal la separa fácilmente de otras especies del género se puede visualizar sus caracteres en campo usando una lupa de 20X; 2) aunque es una especie con una alta preferencia por hábitats boscosos, también se puede encontrar presente en sistemas productivos con árboles, en estos sistemas su abundancia disminuye en comparación con el bosque.

Métodos: para esta especie el Winkler es el mejor método para detectarla, cerca del 90 % de las capturas fueron

realizadas con este método (Figura 34), para coleccionar esta especie se recomienda hacer un transecto de 12 estaciones separadas cada 10 m, en cada estación extraer y cernir 1 m² de hojarasca usando el método Winkler. Las hormigas colectadas se guardan por estación en tubos Eppendorf preferiblemente con alcohol al 96 % para preservar su ADN.

Ficha: *Cyphomyrmex rimosus* (Spinola 1851)

Descripción: hormigas pequeñas de aproximadamente 2 mm, de color marrón oscuro opaco, torax con múltiples protuberancias o tuberculos, sin espinas propodeales y abdomen con algunos pelos escamiformes (en forma de escama) esparcidos en el dorso del abdomen (Foto 4a). Se distinguen por los lóbulos frontales en la cabeza muy expandidos en vista frontal, sobrepasando los márgenes laterales de la cabeza, también poseen escrobos antenales (ranuras laterales en la cabeza) donde reposan las antenas, las esquinas de la cabeza donde terminan los escrobos son redondeadas sin espinas o dientes (Foto 4b).

Distribución: se distribuye en los Andes desde los 1.000 hasta los 2.000 m.s.n.m, y en la Orinoquia a 200 m.s.n.m, asociada principalmente a bosques húmedos andinos, subandinos, bosque de transición y bosque seco. Registrada para los departamentos de Caldas, Quindío, Risaralda, Valle del Cauca y Meta (Jiménez *et al.* 2008, Sanabria *et al.* 2012).

Hábitat y ecología: vive en la hojarasca, tiene una fuerte preferencia por hábitats boscosos, cerca del 80 % de las capturas se produce en los bosques y bosques riparios, en fragmentos de 5 a 10 ha las capturas son del 4 % también se ha reportado en plantaciones forestales, y en áreas en proceso de restauración de 7 años donde las capturas fueron del 11 %, es posible encontrarla en los pastizales donde construye sus nidos en el suelo con un porcentaje de captura ≤ 1 %. Es una hormiga cultivadora de hongo y levaduras para esto usa de sustrato el heces de insectos o *pelets*, insectos muertos y material vegetal, de movimiento lento y comportamiento críptico (tiende a quedarse quieta, hacerse la muerta y encorvarse cuando es observada), algunas veces están cubiertas de tierra, lo que hace difícil observarlas. Anida en ramas pequeñas, frutos de Lauraceae, troncos en descomposición, entre hojas secas y en el suelo presenta nidos pequeños con aproximadamente 10 a 15 individuos.

Cualidades de la especie como indicadora: 1) facilidad para detectarlas en campo: su aspecto es bastante conspicuo, con nidos con partes de insectos y heces por lo que la observación directa de los nidos que se encuentran en la hojarasca permite reconocerlas rápidamente; 2) fácil

identificación: esta especie se caracteriza por presentar protuberancias o tuberculos en el promesonoto, los cuales pueden ser visualizadas en campo usando una lupa de 20X; 3) aunque es una especie con una alta preferencia por hábitats boscosos, también se puede encontrar presente en sistemas productivos con árboles, en estos sistemas su abundancia disminuye en comparación con el bosque.

Métodos: se recomienda hacer colecta manual usando un transecto de 12 estaciones separadas cada 10 m, en cada estación se colectarán todas las ramitas que se encuentren en un área de 1 m², durante 15 minutos se revisa además la hojarasca, el suelo y los troncos en descomposición para encontrar los nidos, cada nido debe colectarse por separado en tubos eppendorf preferiblemente con alcohol al 96 % para preservar su ADN (Figura 35).

Ficha: *Etatomma ruidum* (Roger, 1861)

Nombre común: Cachona

Descripción: hormigas grandes de aproximadamente 1cm. de largo, de color marrón rojizo a negro. Cuerpo con suturas y procesos de enculturación muy marcados. Pronoto con una protuberancia media bien diferenciada. Nodo del peciolo alto y delgado visto de lado (Foto 5a). Vista de frente, contorno posterior de la cabeza casi recto casi en la totalidad de la distancia entre los ojos (Foto 5b).

Distribución: se distribuye ampliamente desde el norte del país hasta el piedemonte amazónico, desde los 200 hasta los 1.600 m.s.n.m. Registrada para los departamentos del Amazonas, Cauca, Valle del Cauca, Quindío, Tolima, Antioquia, Atlántico, La Guajira y en la región de la Orinoquia.

Hábitat y ecología: habita debajo del suelo en nidos poco vistosos, en diámetro entre tres y cinco milímetros, poco más grandes que una obrera. Depredadora generalista, forrajea los estratos herbáceos y arbustivos en busca de artrópodos; también añaden a su dieta nectarios extraflorales, secreciones de homópteros y pulpa de frutas caídas. Gracias a su adaptabilidad y capacidad de explotar diferentes tipos de recursos, se presenta en distintos ecosistemas (Anexo 4.). Debido a las altas temperaturas en la zona norte del país puede encontrarse en bosques, sin embargo, hacia la zona sur (Valle y Cauca) su preferencia cambia hacia hábitats abiertos como potreros (Santamaría *et al.* 2009 a, 2009b). *E. ruidum* también es común en ecosistemas perturbados, ya que posee un alto grado de adaptabilidad, que le facilita evadir condiciones de estrés y extender el rango de su población, en la costa norte puede llegar a ser una especie dominante en bosques alterados o muy caducifolios

(Fontalvo-Rodríguez y Domínguez-Haydar 2009). La densidad de nidos en cafetales en Chiapas México ha alcanzado el número de 11.200 nidos por hectárea (Schatz *et al.*, 1998).

Cualidades como indicadora: 1) facilidad para detectarlas en campo gracias a su tamaño y color oscuro. Se colecta fácilmente con cebos de atún, mezcla de miel con fruta y trampas de caída; 2) fácil identificación: esta especie se caracteriza por su protuberancia media en el pronoto y un peciolo delgado visto de lado los cuales pueden ser visualizadas en campo usando una lupa de 20X; 3) amplio rango de distribución: habita desde pastizales, áreas de rehabilitación hasta bosques en regeneración aunque en estos últimos su densidad tiende a ser menor.

Método de captura: puede ser detectada fácilmente con cebos de atún, trampas de caída, y captura manual. En un transecto lineal de 150 metros intercalando trampas de caída y sacos Winkler (protocolo Paisajes Rurales -IAvH) se han obtenido individuos de *E. ruidum* en el 85 % de las trampas de caída y en un 20 % en los sacos Winkler en cafetales monosombra (Santamaría 2012).

Ficha: *Wasmannia auropunctata* (Roger 1863)

Descripción: comúnmente denominada “pequeña hormiga de fuego”, las obreras miden entre 1 y 2 mm de longitud, son de color amarillo rojizo a café. En vista lateral, el peciolo es más alto que el postpeciolo y tiene forma de hacha con nodo casi rectangular y propodeo con un par de espinas agudas (Longino y Fernández 2007). (Foto 6a). Antenas de 11 segmentos con los dos segmentos apicales engrosados formando un mazo, ranuras (escrobos) en los bordes laterales de la cabeza que reciben las antenas cuando están plegadas (Foto 6b).

Distribución: especie neotropical cuyo rango nativo comprende Centro y Suramérica, pasando por Bolivia y el norte de Argentina y Uruguay (Wetterer y Porter 2003). La especie ha sido introducida en países de África, en Norteamérica y algunas islas en los océanos Caribe y Pacífico (i.e. Islas Galápagos). El rango altitudinal oscila entre los 900-1.500 m.s.n.m (Arcila 2007). En Colombia, ha sido reportada en el piedemonte amazónico (Sanabria 2011), en las regiones Andina, Caribe y Pacífica, incluido el PNN Isla Gorgona a menos de 340 m.s.n.m (Chacón de Ulloa *et al.* 2014).

Hábitat y ecología: omnívoras y oportunistas. Adaptable a un amplio rango de hábitats asociados al bosque tropical húmedo y seco, tanto bosques primarios como bosques

secundarios jóvenes, siendo más abundante en hábitats perturbados. Anida principalmente en suelo, en la hojarasca, en troncos en descomposición y en la base de árboles (Arcila 2007). También en plantas mirmecofitas, epífitas y en el dosel de bosques y plantaciones comerciales (Orivel *et al.* 2009, Chacón de Ulloa *et al.* 2014) donde puede llegar a establecer asociaciones con homópteros fitófagos (Delabie 1988, Villegas *et al.* 2008). Capacidad para invadir habitaciones humanas como viviendas y hospitales (Chacón de Ulloa *et al.* 2006). Estructura social poligínica (colonias con varias reinas fértiles y fecundas) y unicolonial (varias colonias coexisten juntas debido a poca o ninguna agresión intraespecífica) (Hölldobler y Wilson 1990, Ulloa-Chacón y Cherix 1990), características que contribuyen a procesos de invasión en hábitats donde ha sido introducida (Holway *et al.* 2002, GISD 2009).

Cualidades de la especie como indicadora: 1) fácilmente detectable en campo a través de la inspección directa de los elementos de la hojarasca. La especie puede ser fácilmente monitoreada con cebos de atún; 2) Fácil identificación; 3) Una alta abundancia de *W. auropunctata* puede ser indicador de baja diversidad de las comunidades de hormigas en fragmentos de bosque seco en el valle del río Cauca (Armbrecht y Ulloa-Chacón 2003). El desplazamiento de otras especies de hormigas por *W. auropunctata* se relaciona con sus hábitos oportunistas, su habilidad para explotar hábitats perturbados y por ser un excelente competidor. La especie exhibe alta agresividad interespecífica, alto éxito reproductivo y posee gran habilidad para descubrir recursos alimenticios y rápidamente reclutar individuos hasta casi monopolizar el recurso

Métodos: los cebos de atún son el método más comúnmente usado para establecer la presencia y abundancia de *W. auropunctata* (Figura 36). Este método también permite describir relaciones de competencia intra e interespecíficas entre las hormigas atraídas al cebo (Achury *et al.* 2008). Se establece un transecto lineal con 30 estaciones equidistantes 20 m entre sí. En cada estación se dispone sobre la superficie del suelo un cebo. Tres horas después cada cebo se revisa y se colecta en bolsas de cierre hermético. En laboratorio, las muestras se limpian, se conservan en etanol al 96 % y se realiza la cuantificación. Muestreos con esta metodología en fragmentos de bosque seco tropical y matrices circundantes en la cuenca alta del río Cauca, estimaron una frecuencia de ocupación del 38 al 42,1 % de los cebos por *W. auropunctata*. En promedio, aprox. 332 obreras fueron atraídas a cada cebo, siendo mayor la ocupación en el bosque con aprox. 500 individuos/cebo, seguido del borde del bosque,

los cañaduzales y los potreros con aprox. 400, 200 y 100 individuos/cebo, respectivamente (Arcila 2007).

Ficha: *Solenopsis geminata* (Fabricius 1804)

Descripción: la hormiga tropical de fuego *Solenopsis geminata* es una especie polimórfica: presenta una variación continua en el tamaño de las obreras desde obreras menores hasta obreras mayores. La longitud corporal puede variar entre 3 y 5mm de longitud. Color amarillo miel a café muy oscuro. Ojos con 20-100 omatidios. Antenas con 10 segmentos y mazo apical de 2 segmentos (Foto 7b). En vista lateral, nodo peccolateral delgado con forma de escama y más corto que el pedúnculo, propodeo sin dientes o espinas, estrías longitudinales que se extienden por la región metapleurale y la cara posterior del propodeo (Foto 7b) (Trager 1991).

Distribución: de origen neotropical, la especie se distribuye continuamente desde el Sureste de Estados Unidos hasta el norte de Suramérica. Sin embargo, no es claro si las poblaciones en las Antillas y el sureste de Estados Unidos son nativas o si han sido introducidas por el hombre (Trager 1991, Holway *et al.* 2002). Actualmente la especie se ha dispersado por casi todo el mundo debido a actividades comerciales humanas, en países de África y Asia (incluidos India y Japón), en islas oceánicas (Madagascar) y en islas del Océano Pacífico (Galápagos, Hawái y Nueva Caledonia) (GISD 2010). En cuanto a su distribución altitudinal en Colombia, *S. geminata* ha sido colectada entre los 0-2100 m.s.n.m. (Vergara *et al.* 2013, Chacón de Ulloa *et al.* 2014, Elizabeth Jiménez *com. pers.*) y ha sido reportada en las seis regiones naturales del país: Pacífica, Andina, Caribe, Amazonia, Orinoquia y la región insular (Vergara-Navarro y Serna 2013, Chacón de Ulloa *et al.* 2014).

Hábitat y ecología: especialista de climas cálidos, *S. geminata* está fuertemente asociada a áreas abiertas y soleadas con alto grado de disturbio como zonas costeras, agrícolas, mineras, plantaciones comerciales, potreros y áreas urbanas. A bajas altitudes también puede hallarse en bosque (sotobosque) aunque a densidades poblacionales menores. A elevaciones mayores, esta hormiga se restringe a áreas abiertas y sus poblaciones no se extienden al interior de bosques con dosel cerrado (Longino 2010). Anida en suelo y las colonias pueden tener una reina (monoginia) o varias reinas (poliginia), alcanzado esta última mayores densidades de nidos y biomasa de obreras, en parte debido a una reducida agresión intraespecífica (Holway *et al.* 2002). Dieta omnívora. Consumen animales muertos de forma oportunista. Las obreras poseen un aguijón venenoso que

les permite dominar presas como grandes invertebrados y algunos vertebrados (Trager 1991). Es común el consumo de semillas y de exudados de plantas ricos en carbohidratos (Perfecto 1991). También consumen la excreción azucarada (miel de rocío) de homópteros fitófagos y a cambio las obreras les proporcionan protección, contribuyendo de esta forma a la propagación de plagas en cultivos de importancia económica como el café, cacao, maíz y caña de azúcar (Villegas *et al.* 2008). Cuando *S. geminata* ubica una gran cantidad de recurso, es común que las obreras lo cubran con suelo.

Cualidades de la especie como indicadora: 1) fácil detección de los nidos de *S. geminata* en campo: las bocas de entrada al nido forman conspicuos montículos de tierra sobre la superficie del suelo, especialmente en áreas disturbadas. La especie puede ser fácilmente monitoreada con cebos de atún y miel; 2) fácil identificación en laboratorio; 3) un incremento en la actividad de *S. geminata* se relaciona directamente con la intensificación agrícola (Philpott *et al.* 2010); 4) un incremento en la abundancia de *S. geminata* en el sotobosque, incluso en bosques maduros, podría estar asociado con efectos de fragmentación. Esto debido a que

incrementos importantes en las poblaciones en las matrices circundantes al bosque o cambios microclimáticos, pueden favorecer la colonización y posterior establecimiento de la hormiga tropical de fuego en el sotobosque; 5) estudios sobre la riqueza de hormigas en minas de carbón del Cerrejón, destacan a *S. geminata* como especie pionera e indicadora de disturbio (Perfecto 1991, Granados 2000, Domínguez 2008). Al comparar lotes bajo diferentes estados de rehabilitación con bosques no intervenidos *S. geminata* fue dominante en lotes estériles y lotes con solo dos años de rehabilitación, mientras que en lotes de cuatro años en adelante la especie no estaba presente o no era dominante (Domínguez 2008).

Métodos: fuente de proteína y aceite, como los cebos de atún, resultan particularmente atractivos para *S. geminata*. Los cebos pueden ofrecerse a ras de suelo (cebo epigeo) o pueden fijarse al tronco de los árboles (cebos arbóreos) (Figura 36). Este método es muy apropiado para monitorear especies dominantes y provee una medida general de su eficiencia de forrajeo (Bestelmeyer *et al.* 2000). En hábitats abiertos, el uso de trampas de caída es un método complementario a los cebos, muy apropiado para muestrear hormigas dominantes forrajeras de suelo como *S. geminata* (Underwood y Fisher 2006). Durante época lluviosa en la cuenca alta del río Cauca, Achury y colegas (2012) muestrearon fragmentos de bosque seco y sus matrices (cañaduzal y potrero), utilizando 40 cebos de atún por hábitat. Ofrecieron un total de 1062 cebos y colectaron un total de 194.347 individuos distribuidos en 100 especies de hormigas. El 18 % de los individuos colectados pertenecían a la especie *S. geminata*, siendo la especie más dominante en potreros y la segunda especie más dominante en todo el muestreo. Para la misma zona y hábitats de muestreo, Arcila (2007) estimó un promedio de reclutamiento de 166 obreras/cebo bajo la metodología de cebos de atún.



Foto 1a. *Gnamptogenys bisulca* vista lateral.



Foto 1b. *Gnamptogenys bisulca* vista dorsal.



Foto 2. *Pachycondyla aenescens* vista lateral.



Foto 3a. *Pachycondyla becculata* cabeza.



Foto 3b. *Pachycondyla becculata* vista lateral.



Foto 4a. *Cyphomyrmex rimosus* vista lateral.



Foto 4b. *Cyphomyrmex rimosus* cabeza.



Foto 5a. *Etatomma ruidum* vista lateral.



Foto 5b. *Etatomma ruidum* cabeza.



Foto 6a. *Wasmannia auropunctata* vista lateral.



Foto 6b. *Wasmannia auropunctata* cabeza.



Foto 7a. *Solenopsis geminata* cabeza.

Fotografías hormigas 1 a 7: Elizabeth Jiménez



Foto 7b. *Solenopsis geminata* vista lateral.

ANEXO 7. Planilla para la toma de datos de escarabajos coprófagos en un programa de monitoreo: para ser usada en campo o en el laboratorio.

Localidad:		# Transecto:		Cebo:	
Nombre sitio:		Coordenadas (N)	G:	M:	S:
Colector:		Coordenadas (W)	G:	M:	S:
Fecha:		Altura (m):		# evaluación:	
# Trampa	Género	Especie/morfoespecie	# individuos		

ANEXO 8. Modelo de la tabla en Excel para el registro permanente de los datos del muestreo de escarabajos coprófagos.

ID	Departamento	Municipio	Vereda	Localidad	Muestreo	Día	mes	año	Habitat	Transecto	Trampa	Genero	spp	Ind. Liberados	Ind. Conservados	Total
1	Risaralda	La Celia	La Secreta	Verdum	Estado 0	22	ii	2008	Potrero	3	1	Oxytemon	conspicillatum		23	23
2	Risaralda	La Celia	La Secreta	Verdum	Estado 0	22	ii	2008	Potrero	3	1	Onthophagus	curvicornis	3	3	3
3	Risaralda	La Celia	La Secreta	Verdum	Estado 0	22	ii	2008	Potrero	3	2	Oxytemon	conspicillatum	14	14	14
4	Risaralda	La Celia	La Secreta	Verdum	Estado 0	22	ii	2008	Potrero	3	2	Onthophagus	curvicornis	25	25	25
5	Risaralda	La Celia	La Secreta	Verdum	Estado 0	22	ii	2008	Potrero	3	2	Eurytemon	sp 1	2	2	2
6	Risaralda	La Celia	La Secreta	Verdum	Estado 0	22	ii	2008	Potrero	3	2	Eurytemon	sp 1	1	1	1
7	Risaralda	La Celia	La Secreta	Verdum	Estado 0	22	ii	2008	Potrero	3	4	Oxytemon	conspicillatum	54	54	54
8	Risaralda	La Celia	La Secreta	Verdum	Estado 0	22	ii	2008	Potrero	3	4	Onthophagus	curvicornis	3	3	3
9	Risaralda	La Celia	La Secreta	Verdum	Estado 0	22	ii	2008	Potrero	3	4	Eurytemon	sp 1	2	2	2
10	Risaralda	La Celia	La Secreta	Verdum	Estado 0	22	ii	2008	Potrero	3	4	Onthophagus	nasutus	3	3	3
11	Risaralda	La Celia	La Secreta	Verdum	Estado 0	22	ii	2008	Potrero	3	5	Oxytemon	conspicillatum	15	15	15
12	Risaralda	La Celia	La Secreta	Verdum	Estado 0	22	ii	2008	Potrero	3	5	Oxytemon	curvicornis	5	5	5
13	Risaralda	La Celia	La Secreta	Verdum	Estado 0	22	ii	2008	Potrero	3	5	Eurytemon	sp 1	3	3	3
14	Risaralda	La Celia	La Secreta	Verdum	Estado 0	22	ii	2008	Potrero	3	5	Onthophagus	nasutus	5	5	5
15	Risaralda	La Celia	La Secreta	Verdum	Estado 0	22	ii	2008	Potrero	3	6	Oxytemon	conspicillatum	13	13	13
16	Risaralda	La Celia	La Secreta	Verdum	Estado 0	22	ii	2008	Potrero	3	6	Onthophagus	curvicornis	10	10	10
17	Risaralda	La Celia	La Secreta	Verdum	Estado 0	22	ii	2008	Potrero	3	6	Eurytemon	sp 1	3	3	3
18	Risaralda	La Celia	La Secreta	Verdum	Estado 0	22	ii	2008	Potrero	3	7	Onthophagus	nasutus	5	5	5
19	Risaralda	La Celia	La Secreta	Verdum	Estado 0	22	ii	2008	Potrero	3	8	Oxytemon	conspicillatum	24	24	24
20	Risaralda	La Celia	La Secreta	Verdum	Estado 0	22	ii	2008	Potrero	3	9	Oxytemon	conspicillatum	4	4	4
21	Risaralda	La Celia	La Secreta	Verdum	Estado 0	22	ii	2008	Potrero	3	9	Onthophagus	nasutus	6	6	6
22	Risaralda	La Celia	La Secreta	Verdum	Estado 0	22	ii	2008	Potrero	3	10	Onthophagus	nasutus	3	3	3
23	Risaralda	La Celia	La Secreta	Verdum	Estado 0	22	ii	2008	Potrero	3	10	Oxytemon	conspicillatum	24	24	24
24	Risaralda	La Celia	La Secreta	Verdum	Estado 0	22	ii	2008	Potrero	3	10	Onthophagus	curvicornis	3	3	3

Nota: en una tabla adicional, que puede estar en el mismo archivo de Excel, se debe construir una tabla donde cada localidad tenga además los datos de su ubicación geográfica y altura por transecto (Anexo 7).

ANEXO 9. Planilla para el cálculo automático de las tres expresiones de la diversidad. El aporte porcentual de cada especie a la abundancia y biomasa total y el número de especies por cada rango de aporte. Se señalan los bloques de la planilla.

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K
1	Planilla para el calculo de las diversidad de orden 0, 1 y 2 usando funciones en Excel										
3	Nombre especies / morfoespecie	No. Inds.	pi.ln.pi	pi^2	Peso seco (gr.)	Biomasa	bi.ln.bi	bi^2		% No. Inds.	% Biomasa
4	sp1	1	-0.003	0.000	10.35	10.35	-0.0005	0.0000		0.03	0.01
5	sp2	33	-0.059	0.000	16.66	643.32	-0.0200	0.0000		1.36	0.35
6	sp3	535	-0.527	0.043	10.00	5350.00	-0.1113	0.0011		20.82	3.25
7	sp4	196	-0.184	0.005	26.00	7056.00	-0.1254	0.0015		6.86	3.85
8	sp5	0		0.000	103.53	0.00		0.0000		0.00	0.00
9	sp6	34	-0.053	0.000	5.57	183.38	-0.0071	0.0000		1.19	0.10
10	sp7	193	-0.186	0.005	81.38	16134.45	-0.2144	0.0078		6.36	8.83
11	sp8	86	-0.105	0.001	203.03	17460.35	-0.2240	0.0091		3.01	3.52
12	sp9	23	-0.039	0.000	310.00	7130.00	-0.1263	0.0015		0.80	3.89
13	sp10	0		0.000	102.47	0.00		0.0000		0.00	0.00
14	sp11	277	-0.226	0.009	430.00	11910.00	-0.2801	0.4222		3.69	64.38
15	sp12	1	-0.003	0.000	65.46	65.46	-0.0028	0.0000		0.03	0.04
16	sp13	2	-0.005	0.000	33.23	78.58	-0.0033	0.0000		0.07	0.04
17	sp14	0		0.000	26.60	0.00		0.0000		0.00	0.00
18	sp15	16	-0.029	0.000	4.55	72.73	-0.0031	0.0000		0.56	0.04
19	sp16	0		0.000	71.21	0.00		0.0000		0.00	0.00
20	sp17	26	-0.043	0.000	110.00	2860.00	-0.0649	0.0002		0.91	1.56
21	sp18	0		0.000	10.04	0.00		0.0000		0.00	0.00
22	sp19	2	-0.005	0.000	21.00	42.00	-0.0019	0.0000		0.07	0.02
23	sp20	1	-0.003	0.000	7.80	7.80	-0.0004	0.0000		0.03	0.00
24	sp21	5	-0.011	0.000	34.39	171.95	-0.0065	0.0000		0.17	0.09
25	sp22	0		0.000	20.00	0.00		0.0000		0.00	0.00
26	sp23	1	-0.003	0.000	740.00	740.00	-0.0223	0.0000		0.03	0.40
27	sp24	257	-0.217	0.008	3.10	796.70	-0.0236	0.0000		8.39	0.43
28	sp25	264	-0.220	0.009	2.67	704.88	-0.0214	0.0000		3.24	0.38
29	sp26	0		0.000	11.60	0.00		0.0000		0.00	0.00
30	sp27	441	-0.268	0.024	4.50	1984.50	-0.0430	0.0001		15.43	1.08
31	sp28	392	-0.272	0.019	5.20	2038.40	-0.0500	0.0001		13.72	1.11
32	sp29										
33	sp30										
34	sp31										
35	sp32										
36	sp33										
37	sp34										
38	sp35										
39	sp36										
40	sp37										
41	sp38										
42	sp39										
43	sp40										
44											
45	TOTAL	2856	-2.279	0.123		183314.04	-1.3584	0.4437			
46	0D	21				21					
47	1D	9.8				3.9					
48	2D	8.1				2.3					

Pauta para la construcción de la planilla de cálculo de diversidad de ⁰D usando funciones de Excel. Si es su primera vez ante el proceso de ingresar funciones en Excel, por favor siga al pie de las letras las siguientes

instrucciones. Construir su planilla usando los mismos datos de # individuos y peso seco (g) para que le sea posible determinar si ha seguido bien los pasos.

1. Para su primera plantilla procurar seguir el mismo orden del modelo anterior, empezando desde la columna A-fila 1, en otras palabras trate de imitar en detalle la tabla de datos que se muestra arriba.
2. En la columna A desde la fila 4 hasta la fila 43, se ingresaran los nombres de las especies/morfoespecies que sea encontradas en cada sitio o momento de muestreo.
3. En la columna B-fila 4 a la 43, se ingresa a mano el número de especies capturados por especie/morfoespecie en cada sitio o momento de muestreo.
4. En la columna E-fila 4 a la 43, se ingresa el peso seco promedio de cada morfoespecie.
5. En la columna B-fila 45, escriba de forma exacta la siguiente función =SUM(B4:B43). No olvide el símbolo (=), sí lo olvida no obtendrá ningún resultado. Sí su Excel está en español, use la función =SUMA(B4:B43). Esto le dará como resultado el número total de individuos.
6. En la columna F-fila 4 escriba de forma exacta la siguiente función: =B4*E4. Esto corresponde al producto entre el peso seco (gr) de cada especies/morfoespecie y su respectivo número de individuos.
7. En la columna F-fila 45, escriba de forma exacta la siguiente función =SUM(F4:F43). No olvide el símbolo (=), sí lo olvida no obtendrá ningún resultado. Sí su Excel está en español, use la función =SUMA(F4:F43). Esto le dará como resultado la biomasa total.
8. Es importante completar los pasos 1-6 antes de seguir adelante.
9. Después de ingresar los datos en las columnas y celdas anteriores. En la columna C-fila 2 escriba de forma exacta la siguiente función: =((B4/\$B\$45)*LN((B4/\$B\$45))). No olvide el signo (=), sí lo olvida no tendrá resultado alguno. Una vez ingresada, de Enter, ubique el cursor en la esquina de la celda hasta que aparezca una cruz, haga clic izquierdo sostenido y deslice (sin soltar el clic) hasta la celda 43. Las filas que no tienen datos de abundancia (vacías o con ceros) darán como resultado #NUM!, borre esto de todas las celdas que contengan este resultado.
10. En la columna D-fila 4 escriba de forma exacta la siguiente función: =POWER((B4/\$B\$45),2), si su Excel está en español la función será =POTENCIA((B4/\$B\$45),2). Repita el proceso del punto 9 para obtener el resultado para las celdas 5-43. En este caso, las celdas sin abundancia o ceros, no representan un problema para los siguientes cálculos.
11. En la columna G-fila 4 escriba de forma exacta la siguiente función: =((F4/\$F\$45)*LN((F4/\$F\$45))). Es la misma función usada en el punto 5 pero en este caso se están usando los datos de la Biomasa (columna F) y la Biomasa total que se ubica en la columna F-fila 45.
12. En la columna H-fila 4 escriba de forma exacta la siguiente función: =POWER(((F4/\$F\$45),2) si su Excel está en español la función será =POTENCIA((F4/\$F\$45),2). Repita el proceso del punto 5 para obtener el resultado para las celdas 5-43.
13. Si está usando los datos del ejemplo, verifique que halla obtenido los mismos valores hasta este punto. Si es así, estamos listos para calcular ⁰D (riqueza), ¹D y ²D usando los datos de número de individuos y biomasa.
14. En la columna C-fila 45 y columna D-fila 45 pique la función ingresada en la columna B-45, de está forma obtendrá la sumatoria de "pi.ln pi" y pi².
15. En la columna G-fila 45 y columna H-fila 45 pique la función ingresada en la columna F-45, de está forma obtendrá la sumatoria de "bi.ln bi" y pbi².
16. 0D (Riqueza de especies). En la columna B-fila 46 escriba de forma exacta la siguiente función: =COUNTIF(B4:B43,">0"). Sí su Excel está en español la función será: =CONTARSI(B4:B43,">0"). Esto le permitirá contar el número de especies. Por supuesto, la riqueza de especies es la misma tanto para # de individuos como para biomasa.
17. 1D (exponencial de Shannon). con base en # individuos, en la columna B-fila 47 escriba de forma exacta la siguiente función: =EXP(-1*C45). Con base en biomasa en la columna F-fila 47 escriba de forma exacta la siguiente función: =EXP(-1*G45).
18. 2D (reciproco de Simpson). con base en el número individuos, en la columna B-fila 48 escriba de forma exacta la siguiente función: =1/D45. Con base en biomasa en la columna F-fila 48 escriba de forma exacta la siguiente función: =1/H45.
19. % número de individuos. En la columna J-fila 4 escriba de forma exacta la siguiente función: =(B4/\$B\$45)*100. Siga el mismo procedimiento del punto 9 para obtener el valor de las siguientes celdas hasta la 43. El resultado de cada celda indica que porcentaje del número de individuos Total está representado en cada especie/morfoespecie.

20. % Biomasa. En la columna J-fila 4 escriba de forma exacta la siguiente función: $=(F4/5F45)*100$. Siga el mismo procedimiento del punto 9 para obtener el

valor de las siguientes celdas hasta la 43. El resultado de cada celda indica que porcentaje de la biomasa total está representado en cada especie/morfoespecie.

ANEXO 10: Plantilla para el cálculo automático de la razón de cambio de la diversidad (rc) en términos de abundancia y biomasa (disponible en Excel).

Estado	Abundancia			Biomasa		
	0D	1D	2D	0D	1D	2D
Estado 0	15	4.1	3.3	15	2.9	2.6
Estado 1 (un año)	20	7.6	6.3	20	5.6	4.3
Estado 2 (tres años)	21	9.8	8.1	21	3.9	2.3
Estado 3 (cinco años)						

Razón de cambio de la diversidad						
RC: 1 vs. 0	1.3	1.9	1.9	RC: 1 vs. 0	1.3	1.9
RC: 2 vs. 0	1.4	2.4	2.5	RC: 2 vs. 0	1.4	1.3
RC: 3 vs. 0				RC: 3 vs. 0		

Nota: Los datos de OD, 1D y 2D se obtienen de la plantilla 3 y se ingresan manualmente en esta plantilla por cada cuantificador y meta del proceso de restauración. La razón de cambio de la diversidad se calcula como ${}^0D/{}^1D$.

ANEXO 11. Datos de ejemplo para el uso de la herramienta para el cálculo de los cuantificadores.

Género	Especie	PSP (g)	Pm (0 años)	Pm (1 año)	Bst (5 años)	Bsm (10 años)	Tamaño	HRE	Gremio
<i>Canthidium</i>	sp1	0.011	0	0	2	0	P	C	PC
<i>Canthidium</i>	<i>convexifrons</i>	0.017	0	1	19	41	P	C	PC
<i>Canthidium</i>	sp2	0.010	0	0	66	1104	P	C	PC
<i>Canthon</i>	<i>cf. politus</i>	0.036	0	2	16	1574	P	R	PR
<i>Deltochilum</i>	sp1	0.081	0	0	70	86	G	R	GR
<i>Deltochilum</i>	<i>mexicanum</i>	0.203	0	0	0	12	G	R	GR
<i>Dichotomius</i>	sp1	0.310	1	5	676	226	G	C	GC
<i>Dichotomius</i>	<i>belus</i>	0.102	0	0	0	1	G	C	GC
<i>Dichotomius</i>	sp2	0.430	1	3	254	355	G	C	GC
<i>Eurystemus</i>	<i>foedus</i>	0.065	0	0	1	0	G	E	GE
<i>Eurystemus</i>	<i>marmoreus</i>	0.039	0	1	0	3	G	E	GE
<i>Genieridium</i>	<i>medinae</i>	0.005	0	0	0	115	P	C	PC
<i>Ontherus</i>	<i>azteca</i>	0.071	0	0	12	10	G	C	GC
<i>Ontherus</i>	<i>lunicollis</i>	0.110	1	1	177	852	G	C	GC
<i>Onthophagus</i>	<i>acuminatus</i>	0.010	0	0	1	0	P	C	PC
<i>Onthophagus</i>	<i>curvicornis</i>	0.021	60	28	3	12	P	C	PC
<i>Onthophagus</i>	<i>marginicollis</i>	0.008	50	2	0	2	P	C	PC
<i>Onthophagus</i>	<i>mirabilis</i>	0.034	0	0	0	6	P	C	PC
<i>Onthophagus</i>	<i>nasutus</i>	0.020	34	0	2	0	P	C	PC
<i>Oxystemon</i>	<i>conspicillatum</i>	0.740	120	15	39	8	G	C	GC
<i>Uroxys</i>	<i>boneti</i>	0.003	0	0	2	278	P	C	PC
<i>Uroxys</i>	<i>brachialis</i>	0.003	0	0	0	2	P	C	PC
<i>Uroxys</i>	<i>nebulinus</i>	0.005	0	4	1096	1608	P	C	PC
<i>Uroxys</i>	<i>pauliani</i>	0.005	0	2	31	1596	P	C	PC

ANEXO 12. Ejemplo de los valores obtenidos para los cuantificadores de diversidad (valores obtenidos al usar los Anexos 7-10).

Estado	Abundancia			Biomasa			
	0D	1D	2D	0D	1D	2D	
Estado 0 (0 años)	7	3.8	3.3	7	1.2	1.1	
Estado 1 (1 año)	11	5.7	3.8	11	2.5	1.7	
Estado 2 (5 años)	17	4.9	3.4	17	3.3	2.5	
Estado 3 (10 años)	20	7.6	6.3	20	5.6	4.3	
Razón de cambio de la diversidad							
RC: 1 vs. 0	1.6	1.5	1.2	RC: 1 vs. 0	1.6	2.1	1.5
RC: 2 vs. 0	2.4	1.3	1.0	RC: 2 vs. 0	2.4	2.8	2.3
RC: 3 vs. 0	2.9	2.0	1.9	RC: 3 vs. 0	2.9	4.7	3.9

ANEXO 13. Especies indicadoras positivas y negativas de escarabajos coprófagos.

Indicador	Género	Especies	Observación	Estado taxonómico y alcance
Positivos	<i>Cryptocanthon</i>		Las especies colombianas conocidas para las especies están asociadas a interior de bosques maduros y sus abundancias son muy bajas en los muestreos	Fuentes: Cook (2002) Arias & Medina (2014) Indicador a nivel de género y especie
	<i>Uroxys</i>		Género abundante y muy diverso al interior de bosques maduros con un área superior a las 100 ha	Fuentes: No se cuenta con claves para Colombia. No existe una revisión integrada para el neotrópico
	<i>Genieridium</i>	<i>G. medinae</i>	Género monoespecífico en Colombia, donde es endémica. Abundante al interior de bosques Andinos maduros con un área mayor a 100 ha	Fuentes: Vaz de Mello (2008) Indicador a nivel de especie (Colombia)
	<i>Canthidium</i>		Género muy abundante y rico al interior de bosques maduros. En los Andes, el subgénero <i>Eucanthidium</i> tiende a estar restringido al interior de bosque nativo o a usos del suelo con dosel (plantaciones forestales)	Fuentes: Martínez y Halffter (1986); descripción de los subgéneros. No existen claves de especies para Colombia. No existe una revisión integrada para el neotrópico. Indicador a nivel de género (por el momento)
	<i>Canthon</i>		Este género reúne especies con hábitos rodadoras, son más abundantes al interior de bosque maduros y en algunos paisajes andinos, son los primeros elementos que desaparecen al reducirse el área de los bosques (< 50 ha)	Fuentes: No existen claves para Colombia y no existe una revisión integrada para el Neotrópico Indicador a nivel de género (por el momento)

Indicador	Género	Especies	Observación	Estado taxonómico y alcance
Positivos	<i>Oxysternon</i> <i>Coprophanaeus</i> <i>Phanaeus</i> <i>Sulcophanaeus</i>		En tierras bajas, la mayoría de las especies de estos géneros están asociadas a bosques maduros. La dominancia de estos géneros se reduce con la altitud (> 1.000m). Debido a que son géneros cuentan con extensas revisiones taxonómicas, son un grupo potencial para ser estudiadas como sondas - biológicas en programas de monitoreo de restauración en tierras bajas	Fuentes: Oxysternon: Edmonds y Zidek (2004) Coprophanaeus Edmonds y Zidek (2010) Phanaeus: Edmonds (1994) Sulcophanaeus: Edmonds (2000) En tierras bajas (> 1000m) indicadores a nivel de género y especie
	<i>Ontherus</i>	<i>O. lunicollis</i> , <i>O. brevicollis</i> , <i>O. compressicornis</i>	Género abundante en localidades andinas (> 1.000 m). De hecho cuenta con especies propias de bosques alto-andinos (<i>O. brevicollis</i> y <i>O. compressicornis</i>). Aunque pueden ser capturados en bosques pequeños (> 50 ha) y en usos del suelo con dosel, no son dominantes en áreas abiertas	Fuente: Genier (1996) Para localidades andinas, indicador a nivel de género y especie
	<i>Deltochilum</i>	<i>D. (C.) mexicanum</i> <i>D. (C.) hypponum</i> <i>D. (C.) carinatum</i> <i>D. (H.) gibbosson</i>	Géneros asociado principalmente bosque maduros de gran tamaño (> 100 ha). Especies con hábitos rodadores y algunas se han observado usando cadáveres como recurso alimentario y de nidificación. Incluye especies de gran tamaño (> 10 mm de largo corporal), con bajas abundancias de muestreo y muy sensibles a la reducción del área de bosque	Fuentes: González <i>et al.</i> (2009) Para Colombia solo se ha revisado de forma integrada los subgéneros Calhyboma, Hybomidium y Telhyboma Indicadores a nivel de los subgéneros mencionados y de especie
	<i>Malagoniella</i>	<i>M. astyanax</i>	Especie es propia de interior de parche de bosques secos	
	<i>Onthophagus</i>	<i>O. mirabilis</i> , <i>O. coscineus</i>	<i>O. mirabilis</i> es una especie colectada en localidades andinas de la cordillera occidental, es muy escasa en los muestreo y está restringida a bosques andinos maduros grandes (> 100 ha). <i>O. coscineus</i> es una especie colectada al interior de parches de bosque seco	No existen claves de especies para Colombia y no existe una revisión integrada para el neotrópico
Negativos	<i>Onthophagus</i>	<i>O. curvicornis</i> , <i>O. nasutus</i> , <i>O. marginicollis</i>	La mayoría de las especies de este género están asociadas a zonas abiertas o con disturbio antrópico (potreros, matorrales, cultivos y zonas urbanas)	No existen claves de especies para Colombia y no existe una revisión integrada para el neotrópico
	<i>Oxysternon</i>	<i>O. conspicillatum</i>	En localidades andinas colombianas (> 1000 m) está especie se hace dominante en zonas abiertas y con alta disturbio antrópico (potreros y cultivos). De hecho, en general, es la única especie de su tribu (Phanaeini) que persiste y domina entre los 1.000 y 2.000 m	Fuentes: Oxysternon: Edmonds y Zidek (2004)

ANEXO 14. Acciones de restauración de la herpetofauna y su entorno.

Categorías	Acciones	Anfibios			Reptiles				Ejemplos de acciones en la literatura
		Anuros	Cecilias	Salamandras	Serpientes	Lagartos	Cocodrilianos	Tortugas	
1. Manejo del hábitat	Evitar la entrada de ganado a los bordes de la vegetación natural original	X	X	X	X	X			Bailey <i>et al.</i> 2006, Baker <i>et al.</i> 2011, British Columbia 2014
	Realizar un manejo de los sistemas productivos con bajo uso de agroquímicos	X	X	X					Bailey <i>et al.</i> 2006, Baker <i>et al.</i> 2011, British Columbia 2014
	Mantener elementos de vegetación nativa, y la capa de hojarasca que producen, en el suelo en los sistemas productivos	X		X	X	X			Baker <i>et al.</i> 2011, Robinson <i>et al.</i> 2013
	Conservar el régimen hídrico en cuerpos de agua para evitar desecación y eutrofización	X					X		Baker <i>et al.</i> 2011, British Columbia 2014
	Amortiguar los efectos de borde a través del manejo de los sistemas productivos alejados manteniendo complejidad en la estructura vegetal	X	X	X	X	X	X		Goosem <i>et al.</i> 2010, Santos-Barraera y Urbina-Cardona 2011
	Respetar la ronda de vegetación nativa de los ríos de mínimo 30 m a cada lado	X	X	X	X	X	X		INVIAS <i>et al.</i> 2007, British Columbia 2014
	Restauración de charcas: manejo de vegetación, gravilla, fango y control de la colmatación	X			X		X		Williams <i>et al.</i> 2010, Baker <i>et al.</i> 2011, Smith y Sutherland 2014
	Establecer árboles y arbustos nativos para incrementar la densidad de sotobosque en bordes de bosques con mayor grado de exposición al viento	X	X	X	X	X			Baker <i>et al.</i> 2011
	Restaurar la conectividad de hábitat (reproductivo, de alimentación y de refugio) para las especies clave y favorecer las interfaces entre coberturas vegetales o ecotonos para mantener hábitat de termorregulación	X	X	X	X	X	X		Edgar <i>et al.</i> 2010, British Columbia 2014, Smith y Sutherland 2014
	Permitir que los troncos caídos se descompongan naturalmente <i>in situ</i>	X	X	X	X	X			Bailey <i>et al.</i> 2006
Implementar prácticas de buen manejo para minimizar erosión y disturbios en el suelo	X	X	X	X	X	X		Bailey <i>et al.</i> 2006	

Categorías	Acciones	Anfibios			Reptiles				Ejemplos de acciones en la literatura
		Anuros	Cecilias	Salamandras	Serpientes	Lagartos	Reptiles		
							Cocodrilianos	Tortugas	
1. Manejo del hábitat	Asegurar coberturas de escape y refugio en las diferentes coberturas	X	X	X	X	X	X	X	Edgar <i>et al.</i> 2010, British Columbia 2014, Smith y Sutherland 2014
	Establecer cercas vivas con árboles y arbustos nativos en los sistemas productivos	X		X	X	X		X	British Columbia 2014
2. Creación de hábitat	Establecer en los sistemas productivos cercas, cúmulos de piedra y troncos como micro hábitat de refugio y de ovoposición	X	X	X	X	X		X	Edgar <i>et al.</i> 2010, British Columbia 2014, Smith y Sutherland 2014
	Creación de charcas (cuerpos de agua lénticos permanentes) en el bosque, sabanas y sistemas productivos evitando la llegada de especies invasoras	X			X			X	Ortega-Guerrero <i>et al.</i> 2007; Beier <i>et al.</i> 2008, Baker <i>et al.</i> 2011, Smith y Sutherland 2014
3. Control de especies exóticas, invasoras y enfermedades	Mantener gradientes naturales de vegetación nativa entre los cuerpos de agua y el ambiente terrestre	X	X	X	X	X		X	Bailey <i>et al.</i> 2006
	Evitar la translocación involuntaria de especies exóticas en el material transportado	X	X	X	X	X		X	Bailey <i>et al.</i> 2006, ICMIM 2006
3. Control de especies exóticas, invasoras y enfermedades	Eliminar las poblaciones ferales de especies domésticas (principalmente gatos)	X	X	X	X	X		X	Bailey <i>et al.</i> 2006, Edgar <i>et al.</i> 2010, British Columbia 2014
	Todos los vehículos y ropa de campo de funcionarios deben ser desinfectados al ingresar y salir del bosque nativo	X	X	X	X	X			British Columbia 2014
4. Implementación de "buenas prácticas" en infraestructura	Ubicar reductores de velocidad y señales visuales en sectores de las carreteras que hayan aislado sitios de paso de fauna (e.g. migración local para reproducción)	X	X	X	X	X		X	Bailey <i>et al.</i> 2006, INVIAS <i>et al.</i> 2007, Beier <i>et al.</i> 2008, Goosem <i>et al.</i> 2010, British Columbia 2014, Smith y Sutherland 2014
	Amortiguación de ruido vehicular en lugares aledaños a hábitats de reproducción	X						X	Bailey <i>et al.</i> 2006, INVIAS <i>et al.</i> 2007, Beier <i>et al.</i> 2008, Goosem <i>et al.</i> 2010, British Columbia 2014, Smith y Sutherland 2014

Categorías	Acciones	Anfibios			Reptiles				Ejemplos de acciones en la literatura
		Anuros	Cedilias	Salamandras	Serpientes	Lagartos	Tortugas		
							Cocodrilianos	Tortugas	
4. Implementación de "buenas prácticas" en infraestructura	Manejo de residuos sólidos y escombros y contención de derrames	X			X	X		X	Beier <i>et al.</i> 2008, Goosem <i>et al.</i> 2010, British Columbia 2014, Smith y Sutherland 2014
	Reducir la erosión y manejar los sedimentos que afectan la calidad del agua	X				X		X	Goosem <i>et al.</i> 2010, British Columbia 2014
	Implementación de pasos subterráneos de fauna para permitir migración de individuos de sitios de reproducción acuática hacia el bosque	X							Beier <i>et al.</i> 2008, Goosem <i>et al.</i> 2010, British Columbia 2014, Smith y Sutherland 2014
	Evitar encharcamiento en las carreteras para evitar la llegada de anfibios	X							Beier <i>et al.</i> 2008, Goosem <i>et al.</i> 2010, British Columbia 2014
	Instalación de malas de desvío en vías con alto tráfico, aledaña a bosques y áreas protegidas	X	X	X	X	X		X	ICMM 2006, Beier <i>et al.</i> 2008, Goosem <i>et al.</i> 2010
	Mantenimiento de árboles y arbustos nativos en los lados de la carretera para amortiguar efectos de borde								Goosem <i>et al.</i> 2010
	Controlar y evitar el fuego con barreras en ecosistemas donde no hay un régimen de fuego	X	X	X	X	X		X	Bailey <i>et al.</i> 2006, Edgar <i>et al.</i> 2010
5. Manejo de régimen de disturbio	Mantener una dinámica temporal (frecuencia, intensidad y estacionalidad) de fuego en ecosistemas donde hay un régimen natural de fuego para evitar acumulación de biomasa	X	X	X	X	X		X	Bailey <i>et al.</i> 2006, Edgar <i>et al.</i> 2010
	Restablecer la dinámica hídrica (profundidad, duración, distribución y flujo)	X				X		X	Bailey <i>et al.</i> 2006
6 Educación y concienciación ambiental	Realizar talleres con las comunidades para desmitificar la mala reputación de los anfibios y reptiles, evitando el sacrificio y generando sentido de pertenencia	X	X	X	X	X		X	Edgar <i>et al.</i> 2010
	Mantener informada a la comunidad local y funcionarios de gobierno para que se involucren en proyectos de conservación de anfibios y reptiles	X	X	X	X	X		X	Gómez 2007, Danielsen <i>et al.</i> 2007

ANEXO 15. Procesos ecológicos asociados a la avifauna y su importancia en los proyectos de restauración ecológica

Los procesos ecológicos son acciones o eventos físicos, químicos y biológicos ligados a los organismos y sus ambientes. Involucran la transferencia de materia y energía en el paisaje (Stanturf *et al.* 2014). Algunos de los procesos ecológicos que realizan las aves están involucrados en el proceso de restauración ecológica son: dispersión de semillas, polinización, control de plagas vegetales y animales, entre otros.

Dispersión de semillas y frugivoría

La dispersión de semillas es un proceso de desplazamiento de las semillas desde la planta madre hacia otras áreas a través de dispersores bióticos o abióticos. Dentro de dichos dispersores se destacan las aves por su alta correlación con un gran número de especies de plantas, principalmente en los ecosistemas tropicales (Howe y Smallwood 1982). Dentro de las familias que están más directamente relacionadas con la dispersión de semillas se encuentran aquellas donde predominan las especies con hábitos principalmente frugívoros como: Ramphastidae, Cotingidae, Turdidae, Thraupidae, entre otras.

Como una relación mutualística, la dispersión de semillas beneficia tanto a las plantas como a sus dispersores. En el caso de las plantas, las principales ventajas son (Wenny *et al.* 2011, Whelan *et al.* 2008, Janzen 1970 en: Hyatt *et al.* 2003): 1) reducción en la mortalidad denso-dependiente de semillas y plántulas, alejándolas de los árboles parentales y los predadores de semillas, herbívoros, patógenos y competidores; 2) reducción de los efectos genéticos deletéreos que conlleva la cercanía de los propágulos a la planta madre e incremento de la diversidad genética de las poblaciones vegetales; 3) favorecimiento de la dispersión en sitios favorables y la colonización de áreas abiertas; y 4) incremento en la germinación, dado que las semillas de algunas especies aceleran su germinación al pasar por el tracto digestivo de las aves (Traveset 1998). Para los animales como dispersores, el principal beneficio es la provisión de recursos alimenticios ricos en lípidos, carbohidratos y agua (frugivoría).

Polinización

La polinización es un proceso fundamental en la reproducción de las plantas, que involucra un intercambio genético a través de la visita de diversos polinizadores a

varios individuos de plantas. Aunque son más pocas las especies de plantas y aves involucradas en la polinización que en la dispersión de semillas, la relación tiende a ser más específica y por tanto más vulnerable ante los disturbios (Sakercioglu 2006, Wenny *et al.* 2011). Por lo anterior, muchas especies de plantas pueden verse limitadas por el declive de las aves polinizadoras (Trochilidae, principalmente) producto de disturbios.

Control de plagas animales

Dentro de los procesos claves en los ecosistemas se encuentra el control de poblaciones animales, invertebrados y vertebrados, a través de las relaciones predador-presa. Las aves insectívoras están directamente relacionadas con los invertebrados y están representadas principalmente por las familias Tyrannidae, Troglodytidae, Parulidae, Vireonidae, Furnariidae, Thamnophilidae, entre otras. El impacto de las aves insectívoras sobre el control poblacional puede variar con el tiempo y depende del tamaño poblacional inicial de los invertebrados, además de otras variables. No obstante, aunque la abundancia de aves insectívoras no siempre está relacionada con la reducción en los daños en las plantas, recientes revisiones han encontrado que la disminución en sus poblaciones genera un incremento en el número de los herbívoros y, en el daño y consumo de hojas, tallos y frutos (Sakercioglu 2006, Mols y Visser 2002). En el campo de la restauración ecológica, las aves insectívoras pueden tener un papel importante al reducir las tasas de mortalidad o herbivoría de plantas importantes para acelerar el proceso de sucesión. Por esta razón, se recomienda generar las condiciones necesarias para incentivar la llegada de estas aves a las áreas de interés y favorecer el control biológico natural.

Por su parte, las aves rapaces son consideradas aves depredadoras que cazan y se alimentan principalmente de animales muertos y vertebrados tales como anfibios, reptiles, mamíferos, peces y otras aves (Márquez *et al.* 2005), razón por la cual, son uno de los grupos que está directamente involucrado en el control poblacional al regular algunas poblaciones de otras especies mediante la depredación (efecto *top-down*) y la intimidación. La depredación actúa directamente sobre los individuos presa disminuyendo su tamaño poblacional, mientras que la intimidación actúa sobre el comportamiento de las presas, generando una reducción en el tiempo de forrajeo cuando las aves rapaces están presentes y un aumento en el tiempo y en la inversión energética para la defensa de las crías (Sakercioglu 2006, Whelan *et*

al. 2008, Wenny *et al.* 2011). Están representadas por familias como: Accipitridae, Falconidae, Pandionidae, Strigidae y Tytonidae. Al ser únicas ecológicamente, las aves rapaces son más sensibles a los disturbios y más amenazadas que las aves presa. Su pérdida genera cambios en el número y comportamiento de sus presas, lo que altera las cadenas tróficas (Sekercioglu 2006), y afecta otros compartimentos asociados a dicho control. Las perchas (troncos en pie vivos o muertos) pueden ser una estrategia para incentivar la presencia de aves rapaces y hacer control, directo e indirecto, de plagas de animales en las áreas en proceso de restauración.

Otros procesos ecológicos desarrollados por las aves

Otros roles que cumplen las aves y son vitales para el buen funcionamiento de los ecosistemas son: el control de plagas vegetales, la remoción de cadáveres y desperdicios, el ciclaje de nutrientes y construcción de estructuras que pueden ser aprovechadas por otros organismos.

Las aves granívoras están directamente involucradas en el control de plagas vegetales ya que se alimentan de las semillas y sus nutrientes, destruyéndolas parcial o totalmente. Las familias que mejor representan a este grupo son Fringillidae y Emberizidae. Su presencia y abundancia puede ser regulada por la oferta de semillas que ofrecen plantas herbáceas y gramíneas, y viceversa. A pesar de su importancia ecológica y económica, principalmente para la productividad de áreas agrícolas, los estudios del control de plagas vegetales por aves son muy reducidos (Sekercioglu 2006, Wenny *et al.* 2011). En el campo de la restauración, este grupo puede tener efectos positivos o negativos en el avance sucesional. Por un lado, pueden controlar especies herbáceas que por su alta abundancia pueden detener o retardar el avance de la sucesión, y por otro pueden eliminar o reducir el número de semillas de especies vegetales nativas deseadas para la restauración. Se recomienda evaluar su abundancia e impacto en las áreas en proceso de restauración.

Las aves carroñeras aprovechan rápidamente los cadáveres que encuentran, lo cual limita la velocidad de los procesos de descomposición por microorganismos e impiden que se propaguen bacterias perjudiciales para otros seres vivos (Whelan *et al.* 2008). Este rápido uso del recurso limita la abundancia de las poblaciones de mamíferos carroñeros indeseables, como roedores (Sekercioglu 2006).

Por otro lado, las aves acuáticas, a través de su guano rico en fósforo y nitrógeno, pueden aportar nutrientes al suelo e influenciar la estructura y composición de la comunidad de plantas (Whelan *et al.* 2008, Ellis 2005 en: Wenny *et al.* 2011), además de enriquecer el suelo y, en algunos casos, contribuir con su formación (Sekercioglu 2006).

Finalmente, uno de los servicios ecosistémicos que involucra a la avifauna es la construcción de cavidades para la nidificación y resguardo de sí mismas y de otras especies (Sekercioglu 2006, Whelan *et al.* 2008, Wenny *et al.* 2011). Dentro de estas aves se encuentran las excavadoras primarias, que construyen sus propios huecos, como los carpinteros, y las excavadoras secundarias que utilizan los huecos ya construidos por las excavadoras primarias o por procesos de descomposición (Martin y Eadie 1999, Cockle *et al.* 2010). Las dependencias ecológicas entre ambos grupos de aves excavadoras y los diferentes factores ambientales, los hace altamente susceptibles a los disturbios que conducen a la degradación de los ecosistemas (Cockle *et al.* 2010, 2011). No obstante, la llegada de este grupo de aves a un área depende de la presencia de árboles (vivos o muertos) disponibles para la construcción de sus cavidades, lo cual no siempre se evidencia en las áreas en las primeras fases del proceso de restauración. Por lo cual, si el objetivo es restablecer la construcción de cavidades en un área por la avifauna, deben considerarse estrategias que promuevan la llegada de los excavadores primarios y, posteriormente, secundarios, como la incorporación de cavidades artificiales.



GLOSARIO



Este Glosario se basa en una traducción al español de la obra: Aronson J., G. Durigan y P.H.S. Brancalion 2011. Conceitos e Definições correlatos à Ciência e à Prática da Restauração Ecológica. IF Série Registros. São Paulo: Instituto Florestal (Brazil) 44: 1-38.

También cuenta con los aportes de: James Aronson, Gisella Durigan, Pedro Brancalion, Wilson Ramírez, Mauricio Aguilar-Garavito, Elizabeth Jiménez-Carmona, Yamileth Domínguez-Haydar, Natalia Henao, Gustavo Zabala, Selene Escobar, Inge Armbrrecht, Patricia Chacón de Ullo, Carlos A. Cultid-Medina y Claudia A. Medina

A

Abandono: interrupción temporal o permanente de regímenes previos de manejo o uso de un área natural o, más frecuentemente, agrícola; generalmente induce a regeneración natural de vegetación.

Adaptación: proceso por el cual un organismo o sociedad humana se ajusta a su ambiente biofísico para reproducirse en mayor cantidad y vivir más y mejor. La adaptación de organismos comprende respuestas genéticas a la selección natural.

Actorsocial: individuo o grupo que directa o indirectamente está afectado o interesado en acciones pertinentes a un recurso dado. En restauración, entre los principales están: los propietarios rurales, los usuarios de agua, las empresas causantes de impactos, los legisladores y los entes de control, las organizaciones no gubernamentales y las instituciones de investigación y extensión.

B

Bienes y servicios ecosistémicos (BSE): productos y procesos naturales generados por ecosistemas que sustentan y completan la vida humana. Para simplificar, los BSE son a veces llamados servicios ecosistémicos. La Evaluación Ecosistémica del Milenio reconoce cuatro categorías de beneficios a las personas: servicios de provisión, de regulación, de soporte y culturales. Algunos ejemplos incluyen provisión de agua limpia, regulación de inundaciones, protección del suelo y control de la erosión, mantenimiento del clima (secuestro de carbono), polinización de cultivos y servicios culturales para llenar las necesidades recreativas, intelectuales y espirituales. La iniciativa "Economía de los Ecosistemas y la Biodiversidad" define los servicios ecosistémicos como "las contribuciones directas e indirectas de los ecosistemas para el bienestar humano". A veces, el término servicios ambientales es utilizado como sinónimo de servicios ecosistémicos, pero esto debe evitarse.

Biodiversidad: es la diversidad de toda la vida, en todos los niveles de organización (genético, individual, población, comunidad, ecosistema) y con su dinamismo funcional y evolutivo, en una localidad específica o general, en la biosfera. Para la perspectiva socioeconómica, la biodiversidad es el componente biótico, vivo y en evolución, del capital natural (renovable y cultivado) existente, que genera un flujo de servicios ecosistémicos para asegurar los beneficios y valores que son esenciales para el bienestar humano. Ver economía ecológica.

Biodiversidad del ecosistema (BEF): en restauración ecológica el enfoque de la teoría BEF está basado en la relación asintótica entre la biodiversidad y el funcionamiento de los ecosistemas. Se fundamenta en la verificación de que aunque haya inicialmente una correlación positiva entre funcionamiento y diversidad, es la diversidad funcional y no el número de especies presentes que determina el nivel de funcionamiento del ecosistema (ver redundancia). Los esfuerzos de restauración se centran, entonces, en el restablecimiento de un ecosistema que tenga diversidad y funcionamiento adecuado, puede haberse retirando elementos que maximizan el funcionamiento, pero reducen la diversidad o emprendiendo acciones para mejorar el funcionamiento de un ecosistema que es rico en especies, pero funciona menos de lo esperado.

Bioma: grupo extenso de ecosistemas que ocurren en diferentes regiones del mundo, caracterizados por formas de vida dominantes (plantas y animales) que se desenvolverán en respuesta a condiciones climáticas relativamente uniformes (distribución de lluvias a temperatura media anual). Se caracterizan por la fisionomía predominante en escala amplia y son ejemplos el bosque pluvial tropical, el bosque deceduo, la sabana, el desierto y la tundra.

Bosque degradado: bosque severamente damnificado por la exploración excesiva de productos madereros

o no madereros, mal manejo, incendios frecuentes, sobrepastoreo y otros factores de disturbio o sistemas de producción, que dañifican el suelo y la vegetación al punto de inhibir o comprometer severamente el restablecimiento del bosque después que cesan los disturbios.

Bosque maduro: bosque secundario cuya estructura, composición y procesos ecológicos alcanzan lo esperado para la etapa final de la sucesión secundaria.

Bosque primario: bosque formado por especies nativas, que se desarrolló sin interferencias antrópicas perceptibles.

Bosque primario degradado: bosque primario que sufrió disturbios y tuvo alterada su estructura pero mantiene parte de su composición de especies original.

Bosque secundario: bosque que se regeneró naturalmente por los procesos clásicos de sucesión secundaria, después del abandono del área que fue deforestada.

C

Cambio climático: modificación en los patrones globales de temperatura y precipitación que han sido, en gran parte, atribuidos al aumento de las concentraciones atmosféricas de dióxido de carbono y otros gases de efecto invernadero (e. g. metano, óxidos nítricos) desde la mitad del siglo XIX.

Capital: se refiere a una existencia variable cualquiera. Puede ser por ejemplo, un rebaño de ganado, una colección de sellos, dinero en el banco, el valor de una casa o bienes manufacturados. Capital, por lo tanto, se refiere a los recursos o bienes existentes de una persona, empresa, sociedad o país y, para cualquier efecto, del mundo entero. Puede ser dividido en cinco tipos principales: el capital social (incluido el cultural), humano (incluido tanto la calidad intelectual como el número de personas), financiero, manufacturado (incluido el tecnológico) y natural (incluido los recursos naturales renovables, no renovables, susceptibles de reposición y cultivados). Ver capital natural.

Capital natural: término de economía ecológica, cada vez más aceptado en la literatura, para referirse a las existencias limitadas de recursos naturales en el planeta Tierra. De acuerdo con Aronson *et al.* (2007), el capital natural puede ser de cuatro tipos, que se sobreponen

parcialmente: capital natural renovable (seres vivos y ecosistemas), capital natural no renovable (recursos del subsuelo, como petróleo, carbón, piedras preciosas), capital natural recuperable (atmosfera, agua potable, suelos fértiles) y capital natural cultivable (plantaciones agrícolas, razas domesticadas de animales y especies forestales).

Cebo: elemento o sustancia utilizada para atraer un animal a una trampa.

Clímax: hace referencia al ecosistema o comunidad vegetal o animal que se observa en la etapa final de sucesión, en equilibrio dinámico. El término está basado en la ya ampliamente superada teoría ecológica de trayectoria sucesional lineal y previsible, que asume la estabilidad ambiental y hace caso omiso a los resultados de los procesos ecológicos estocásticos (Clements 1928). Es utilizado casi exclusivamente para describir sistemas terrestres. En situaciones en que la etapa final de sucesión es determinada por limitaciones del suelo, tales como disponibilidad hídrica, contenido de nutrientes o acidez, se dice que la comunidad vegetal presenta clímax edáfico. Por ejemplo, áreas como suelo litólico localizadas sobre afloramientos rocosos presentan en la comunidad clímax de especies tolerantes al déficit hídrico prolongado, al paso que en áreas vecinas, de suelo más profundo, la comunidad clímax puede ser muy diferente. Así, es el suelo que determina la comunidad clímax y no el reservatorio de especies. Cuando la etapa final de sucesión es determinada por características del clima, se dice que la comunidad vegetal presenta clímax climático.

Colecta manual: búsqueda activa y captura con pinzas de individuos posados en la vegetación, hojarasca, suelo o dentro de troncos o ramas pequeñas. A través de la captura manual es posible obtener datos sobre la historia natural, uso de recursos, comportamiento y horas de actividad diaria (Villareal *et al.* 2004).

Colector: persona o grupo de personas que realizan el trabajo de campo donde se colectan los especímenes (Villareal *et al.* 2004).

Coleóptero: se refiere a los insectos del orden Coleoptera, conocidos comunmente como escarabajos.

Comunidad: grupo de especies que coinciden en un lugar y momento determinados pero que difieren en sus relaciones filogenéticas y usan diferentes tipos de recurso.

Comunidad vegetal nativa preexistente: comunidad vegetal presente en un área que será restaurada, resultante

de la expresión del banco de semillas, del recrecimiento de estructuras subterráneas o de presencia previa de plántulas e individuos jóvenes en el área, restantes de vegetación original de procesos de regeneración natural. Aplíquese en este caso a vegetación anterior a la acción de la restauración y no a vegetación que existía antes de la degradación y fue destruida.

Conocimiento ecológico local: conocimiento útil sobre las especies y ecosistemas, obtenido a partir de poblaciones humanas residentes en paisajes rurales y que manejan sus tierras de modo a minimizar los impactos negativos. Ver conocimiento ecológico tradicional.

Conocimiento ecológico tradicional: conocimiento derivado de experiencias y percepciones acumuladas dentro de sociedades tradicionales durante su interacción con la naturaleza y con los recursos naturales (cf. conocimiento ecológico local).

Copróforo: que se alimenta de excremento.

Corredor ecológico: franja lineal de hábitat, natural o recreada por el hombre, que conecta funcionalmente o estructuralmente dos o más restantes de vegetación nativa, antes aislados en el paisaje por la fragmentación.

Cuantificador: formas para verificar, medir o evaluar un indicador.

D

Degradación: simplificación o modificación del ecosistema, causada por un disturbio natural o antrópico, cuya severidad o frecuencia ultrapasa el umbral a partir del cual la recuperación natural del ecosistema no es posible en un periodo de tiempo razonable. Dependiendo del nivel de degradación, acciones de restauración ecológica o rehabilitación son necesarias para revertir la situación. La degradación, que sea resultante de factores naturales o antrópicos, generalmente implica alteraciones ambientales severas y reduce la biodiversidad y los flujos de bienes y servicios ecosistémicos. Ver resistencia y resiliencia.

Desarrollo sustentable: desarrollo económico que satisface las necesidades de la generación presente sin comprometer la capacidad de las futuras generaciones de suplir sus propias necesidades.

Desertificación: degradación de áreas en zonas áridas o semiáridas, resultante de varios factores, que pueden

ser naturales o antrópicos. Se expresa en deterioro de la cobertura vegetal, suelos damnificados y reducción de disponibilidad de agua. En la escala de tiempo de vida humana, la desertificación causa la disminución o destrucción del potencial biológico de las áreas y de su capacidad de dar soporte a poblaciones residentes de personas y otros organismos vivos.

Detritívoros: organismos que se alimentan de materia orgánica en descomposición.

Dispersión de semillas: movimiento de semillas más allá de los individuos. Puede ser realizada por animales (zooecoria), el viento (anemocoria), el agua (hidroecoria) o mecanismos de la propia planta-madre (autocoria). En el caso particular de la zooecoria, las semillas pueden ser cargadas en el interior (endozooecoria) o en la superficie (exozooecoria) del cuerpo del animal dispersor, tal como se observa en frutos con estructuras que se pegan en el pelaje de mamíferos. Adicionalmente, la zooecoria puede ser subdividida en función del tipo animal dispersor como aves (ornitocoria), primates (primatocoria), murciélagos (quiroptecoria), hormigas (mirmeecoria), ungulados (artiodactilocoria) y peces (ictiocoria). Por su parte, la autocoria puede ser dividida entre especies cuya dispersión es dada por la simple caída de la semilla por la gravedad (barocoria) y por mecanismos que lanzan las semillas para lejos de la planta-madre (explosiva).

Disturbio: alteraciones no planeadas que afectan la estructura, la composición o la magnitud y dirección de procesos ecosistémicos, las cuales ocurren por fuerzas externas (factores de disturbio) y no por la dinámica natural de las comunidades o por procesos naturales del ecosistema. Es un término relativo, que exige la distinción entre el tipo, intensidad, frecuencia y amplitud de las alteraciones en el ecosistema. La frecuencia es importante pues los disturbios pueden ser aislados, recurrentes o continuos, regulares o irregulares y de duración variable. También ocurren en diferentes escalas espaciales. La severidad y las consecuencias dependen, en parte, de los factores de disturbio. Para la ecología de la restauración, uno de los más importantes aspectos del proceso es lo que permanece después del disturbio (residuos o legados) porque los componentes y organismos restantes son el punto de inicio de la recuperación. En el caso de ecosistemas que tienen una larga historia de presencia y uso humano, la noción de disturbio no tiene significado real sin la comparación con un estado o ecosistema de referencia, considerado normal en su área histórica. En algunas publicaciones en lengua inglesa, español y

francesa, el disturbio causado por la acción humana o por cualquier factor externo.

Disturbio natural: tipo de disturbio independiente de la acción directa del hombre pero que puede ser favorecido por la degradación. Por ejemplo, los eventos de sequía prolongada, que son un factor de disturbio natural, pueden ser intensificados por el cambio climático, resultado de la acción humana.

Disturbio antrópico: disturbio causado por la acción directa del hombre.

Diversidad: se refiere a variedad de elementos. La diversidad biológica hace referencia a la amplia variedad de seres vivos.

Diversidad funcional: componente de la biodiversidad que se refiere a una serie de cosas que los organismos hacen en comunidades y ecosistemas. La diversidad funcional, por lo tanto, no depende linealmente del número de especies o individuos de cada especie pero sí de la diversidad de funciones que desempeñan (individualmente o en grupos funcionales) pues diferentes especies pueden desempeñar una misma función en el ecosistema, presentando redundancia ecológica. El punto crítico para predecir la diversidad funcional está en la escongenia atributos funcionales por los cuales los organismos se destacan, la transformación en medidas la variación de estos atributos y validación de tales medidas experimentalmente.

Diversidad de orden q (qD): también denominada como "diversidad verdadera", es el número efectivo de especies definida únicamente por una potencia q y la abundancia proporcional de las especies en una muestra.

E

Ecología: ciencia que estudia las interacciones entre seres vivos y de estos con el ambiente. Tales relaciones envuelven elementos del medio físico (suelo, temperatura, disponibilidad de agua, etc.) y cualquier influencia de un organismo sobre otro organismo—i.e., o medio biótico. El científico alemán Ernst Haeckel, en 1869 usó por primera vez este término para designar el estudio de las relaciones entre los seres vivos y el ambiente en que viven. La ciencia de la ecología fue así denominada por primera vez por Tansley (1935), que trataba especialmente poblaciones. Pero hoy trata de una amplia gama de fenómenos a escalas, yendo desde una molécula individual hasta el sistema global por completo.

Ecología de la restauración: ciencia que trata del desenvolvimiento y de la aplicación de teorías y modelos ecológicos, la comprensión de los procesos involucrados en la restauración de ecosistemas degradados, dañificados o destruidos (SER 2004) generando conceptos, probando hipótesis, modelando procesos y tejiendo predicciones mediante los factores atenuantes y las técnicas aplicadas a la restauración. Debe guiar la práctica de la restauración ecológica y realimentarse de ella. Alternativamente, puede ser definida como la ciencia que avanza las fronteras de la ecología teórica por medio de estudios de ecosistemas restaurados o en restauración. La ecología de la restauración es un puente entre las ciencias naturales y sociales, conforme se ha observado de tiempo atrás.

Ecología del paisaje: ciencia que estudia e interfiere en las relaciones entre el estándar espacial y los procesos ecológicos por medio de niveles jerárquicos de organización biológica, en diferentes escalas en el espacio y en el tiempo.

Economía ecológica: nueva ciencia de pensamiento en ciencias económicas que reconoce y enfatiza que todas las economías humanas y el mercado son subsistemas del ecosistema global y totalmente dependiente de los bienes y servicios de los ecosistemas.

Ecosistema: totalidad de los organismos (comunidades) de un área determinada actuando en reciprocidad con el medio físico, de modo que una corriente de energía conduzca de una estructura trófica a una diversidad biótica y a ciclos biogeoquímicos.

Ecosistema emergente: ver neoeosistema.

Ecosistema planeado: ecosistema sin análogos en el ambiente natural, es intencionalmente creado para alcanzar la mitigación, conservación de una especie amenazada u otras metas de manejo. Difiere del neoeosistema, toda vez que este se forma sin que haya sido planeado. Ver recuperación ambiental y rehabilitación.

Ecosistema de referencia: ecosistema natural de una región ecológica, que sirve de modelo u objetivo para la planeación de la restauración ecológica. Puede obtenerse de un conjunto de áreas naturales remanentes, descripciones ecológicas de ecosistemas previamente existentes o presumido a partir de las condiciones del suelo y clima de la región (SER, 2004; Clewell y Aronson, 2007). La meta de restauración puede estar por debajo del

ecosistema de referencia, especialmente en situaciones de alto nivel de degradación o con restricciones de recursos.

Ecotipo: genotipos (o poblaciones) distintos dentro de una especie, resultado de la adaptación local. El uso de ecotipos es estimulado en la restauración ecológica por el hecho de 1) favorecer el desembolvimiento de los individuos en el ecosistema en proceso de restauración pues se trata de materiales genéticos normalmente adaptados a estreses típicamente presentes en el área; 2) evitar la invasión críptica y la supresión genética de genotipos locales; y 3) sustentar los procesos evolutivos y el potencial de adaptación a nuevas presiones bióticas y abióticas, como aquellas resultantes del cambio climático. El uso de ecotipos es favorecido cuando la colecta de semillas ocurre en remanentes ecológicamente semejantes al ecosistema de referencia y próximos de áreas donde los cambios producidos con estas semillas, o las semillas como tal, serán utilizadas en acciones de restauración ecológica.

Ecotono: zona biofísica de transición entre dos ecosistemas adyacentes y distintos, en el que especies de ambos sistemas a veces se mezclan. Ver enclave.

Efecto de borde: representa el aumento de la intensidad y frecuencia de disturbios, aumento de insolación, mayor incidencia de vientos calientes y secos y reducción de la humedad relativa del aire y del suelo en áreas de borde de bosque, en comparación con las del interior de los ecosistemas fragmentados. En bosques tropicales, por ejemplo, en los bordes hay aumento de mortalidad y reducción de la densidad de árboles, disminución del reclutamiento de plántulas, aumento de la densidad de lianas y gramíneas, alteración de la estructura y composición de especies arbóreas, con predominio de especies pioneras y mayor vulnerabilidad a invasiones biológicas. Tales modificaciones también tienen reflejos en las interacciones ecológicas, afectando la polinización, dispersión y depredación de semillas, Herbivoría y competencia, etc. Como consecuencia, algunas pocas especies pioneras son favorecidas, al paso que la mayoría de las especies nativas, exigentes de hábitat típico de interior de bosque, es perjudicada. Gran parte de los ecosistemas fragmentados no sustenta la misma biodiversidad de especies encontrada en ecosistemas continuos por influencia del efecto de borde, que resulta en extinciones locales debido a la simplificación ecológica y reducción de nichos.

Elementos del paisaje: descripción del lugar donde se colecta el espécimen, parches de boscosos maduros y secundarios, fragmentos de vegetación remanente, bordes de los fragmentos de bosque maduro, plantaciones forestales u otro tipo de cultivos, cercas vivas, cañadas con vegetación remanente y la matriz circundante considerando sus diferentes tipos de manejo.

Élitro: alas endurecidas de los coleópteros (escarabajos).

Enclave: área disyunta de un tipo de vegetación que ocurre dentro de otra formación vegetal, formando "islas" fácilmente constatadas en cartografía. La transición entre dos tipos de vegetación se presenta de forma abrupta, sin que haya mezcla de especies.

Ensamblaje: grupo de especies que interactúan en un mismo momento y lugar, con una filogenia común pero que pueden usar diferentes tipos de recursos.

Ensamble: grupo de especies que interactúan en un mismo lugar y momento, presentan alta afinidad filogenética y usan en gran medida el mismo recurso.

Equilibrio dinámico: estado en el que el ecosistema, como un todo, se mantiene relativamente estable a lo largo del tiempo aunque algunas de sus secciones o elementos estén en constante cambio. Como ejemplo de esos cambios dinámicos en secciones y elementos de los ecosistemas, pueden ser citadas, respectivamente, la dinámica de claros en bosques tropicales y las fluctuaciones poblacionales resultantes de la variación de los recursos, competiciones, reproducción y migración.

Ergatoides: hormigas obreras reproductoras, presentes principalmente en poneromorfas (cazadoras), estas obreras reemplazan la función de la reina.

Erosión: remoción de sedimentos terrestres por acción del viento, agua o gravedad. Ver escorrentía

Escorrentía superficial: porción de precipitación (lluvia o irrigación) que no infiltra y escurre sobre la superficie del suelo, sin formar un canal definido.

Especie amenazada: especie biológica considerada en riesgo de extinción. La Unión para la Conservación de la Naturaleza (IUCN) estableció diferentes categorías para esas especies, según el grado de amenaza a que están expuestas, tales como: "vulnerable", "amenzada", "críticamente amenazada", etc.

Especie exótica: es exótica, o no nativa para una determinada región biogeográfica, una especie oriunda

de alguna otra región y que allí no ocurre naturalmente. Comprende especies cultivadas (ornamentales o comerciales) y especies invasoras. Muchas veces el concepto es aplicado con base en los límites territoriales de un país, lo que es equívoco, no teniendo ningún respaldo científico. Por ejemplo, especies amazónicas deben ser consideradas exóticas en el bosque andino, páramos, etc.

Especie invasora: especie no nativa (animal, vegetal o microorganismo) que coloniza y, sin intervención humana, expande su población en un ecosistema que no ocupaba naturalmente. Una especie nativa que presenta aumento no común en su población o en el territorio que ocupa no deber ser considerada invasora, aunque demande atención y, en algunos casos, manejo. Ver especie exótica, especie problema, plantas dañinas y plantas ruderales.

Especie nativa: especie de planta, animal o microorganismo que tenga aparición comprobada en una región biogeográfica; sin que haya sido introducida por acciones antrópicas o que ya estuviese presente antes del periodo Neolítico o de otro periodo histórico elegido como referencia. Por ejemplo, algunos autores en Europa, América del Norte y Australia usan el año de 1492 como referencia. Ver especie exótica y especie invasora.

Estados alternativos estables: diferentes condiciones que un mismo ecosistema en sucesión, en degradación o en restauración puede alcanzar en respuesta a eventos imprevisibles a lo largo de su trayectoria. Se caracterizan por composición y estructura en equilibrio dinámico pero pueden ser considerablemente distintos de su condición original.

Estrategia: arte, modo o conjunto de acciones planificadas sistemáticamente en el tiempo para dirigir un asunto o para alcanzar un determinado fin o misión. En restauración ecológica, la estrategia hace referencia a la selección y aplicación de un conjunto de técnicas de manera racional y organizada para alcanzar los objetivos de restauración.

Escutelo: porción posterior del tórax de los insectos, en los escarabajos se observa como un área de forma triangular en la base de los élitros.

Especie indicadora: especies que tiene rangos estrechos de amplitud con respecto a uno o más factores ambientales y su presencia indica una condición particular o conjunto de condiciones ambientales.

Espécimen: cada individuo colectado que hace parte de la colección referencia.

Estación de muestreo: cada uno de los puntos sobre el transecto separados 10 m donde se hacen las trampas (miniWinkler y *pitfall*) con las que se colectan los respectivos ejemplares.

Evaluar: valoración del estado del sistema restaurado en un instante de tiempo (Barrera-Cataño *et al.* 2010). Estimar, señalar, apreciar o calcular el valor de algo.

Extinción local: desaparición de todos los individuos de una población de determinada especie, de modo que la especie deja de existir en aquella región en que ocurría naturalmente, con base en registros históricos. Por medio de acciones de restauración ecológica, especies extintas localmente pueden ser reintroducidas. Ver reintroducción.

Extirpación: remoción de especies exóticas invasoras con la intención de eliminar completamente su población de determinada localidad.

F

Facilitación: interacción positiva entre organismos que viven en comunidad, en el que por lo menos uno de los organismos se beneficia y ninguno es perjudicado. Ese tipo de relaciones entre los seres vivos es el principal agente modelador de estructura y funcionamiento de los ecosistemas, especialmente en ambientes pobres en recursos. Esta relación aumenta la posibilidad de éxito de los individuos envueltos. Puede ocurrir entre plantas, animales y microorganismos. Ver plantas facilitadoras de regeneración.

Factor de disturbio: fuerza de la naturaleza o desencadenada por la acción humana que provoca alteraciones (ver disturbio) en el tamaño de las poblaciones, en la composición de comunidades o en la magnitud y dirección de procesos a nivel de ecosistema (típicamente por reducir número de individuos, número de especies o disponibilidad de hábitat). Son ejemplos de factores de disturbio: terremotos, maremotos, fuego, vendaval, granizo, helada, polución, deslizamientos, etc. Ver disturbio natural y disturbio antrópico.

Factor limitante: condiciones propias de un ecosistema que impiden o dificultan su desarrollo natural, pudiendo generar limitaciones estructurales, composicionales y funcionales.

Factor tensionante: estímulos externos al sistema que pueden influenciar su desarrollo, trayectoria o estado. Estos factores generan tensiones con diferente intensidad que pueden o no afectarlos de manera negativa.

Filtro ecológico: factor biótico o abiótico actuante en alguna de las diferentes etapas de la sucesión ecológica, que resulta en la selección de especies que pueden ingresar, establecerse y dejar descendientes en la comunidad. Puede ser abiótico (e.g. compactación del suelo, saturación hídrica, pH, duración de estación seca, luminosidad, etc.) o biótico (ausencia de agentes dispersores, competencia con especies invasoras, Herbivoría, etc.). En la restauración ecológica, el manejo adecuado de los filtros ecológicos es esencial para el éxito de las iniciativas.

Fragmentación: interrupción de la continuidad espacial y funcional del hábitat. Resulta de la restricción de flujos biológicos en el paisaje, lo que lleva a poblaciones naturales de especies nativas al aislamiento reproductivo, a la restricción de migración y a mayor vulnerabilidad a disturbios que, juntos, comprometen la conservación de la biodiversidad a mediano y largo plazo. La fragmentación amplía las áreas bajo los efectos de borde, reduciendo la cantidad de hábitat adecuado a especies más sensibles y variaciones ambientales. Las intervenciones como la implantación o mejora de corredores y trampolines ecológicos, cambios del uso de la tierra en la matriz entre las unidades de paisajes que están aislados, entre otros, pueden revertir los efectos de la fragmentación.

Función ecológica: cualquiera de los procesos subyacentes del ecosistema que dan soporte a sistemas ecológicos saludables, incluyendo la producción primaria, descomposición, ciclo de los nutrientes, etc. Funciones que solo pueden ser descritas usando tarifas (i.e. medidas a lo largo del tiempo).

G

Gremio: grupo de especies que explotan la misma clase de recursos ambientales en forma similar. Algunos de los gremios propuestos para las hormigas son: especies de hojarasca, cazadoras, hormigas legionarias, cultivadoras de hongos, hormigas arborícolas en simbiosis mutualista con vegetales, etc.

Grupo focal: grupo de especies en las que se concentra o enfoca la atención con propósitos de evaluar una o varias condiciones ecológicas o ambientales. Pueden servir

para la planificación, monitoreo y manejo de áreas de conservación o como objeto de conservación *per se*.

Grupo funcional: grupo de especies que tienen atributos comunes y desempeñan un papel particular en los procesos del ecosistema. Como ejemplos se pueden citar especies vegetales fijadoras de nitrógeno o especies caducifolias.

Grupo sucesional: grupo de especies que se asemejan en sus atributos funcionales relacionados con la etapa de sucesión secundaria en que ocurren naturalmente. La clasificación se basa en la recuperación de claros en bosques tropicales, siendo reconocidos cuatro grupos: especies pioneras, secundarias iniciales, secundarias tardías y climáticas.

H

Heterogeneidad: término utilizado para describir la complejidad del hábitat (técnicamente la disposición espacial del hábitat), su diversidad (el número de tipos de hábitat en un área) o la misma variabilidad ambiental a lo largo de tiempo. Se cree que la heterogeneidad sea uno de los dos principales determinantes del éxito de la restauración en muchos tipos de ecosistemas, aunque haya sido raramente probada.

Hojarasca: material vegetal, hojas, ramas, troncos caído de los árboles que forma una capa en el suelo de los bosques.

I

Indicadores: variables cuya finalidad es medir alteraciones en un fenómeno o proceso.

Indicadores ecológicos: variables perfectamente identificables, fáciles de medir, de fácil comprensión y que representan la condición del ambiente o las tendencias de cambio en el tiempo. En la ecología de la restauración son variables que pueden ser medidas con facilidad y precisión para el monitoreo de las alteraciones en la biodiversidad o en los procesos ecológicos del ecosistema en restauración, a lo largo de su trayectoria en relación con el estado deseado o estado inicial documentado en un proyecto de restauración ecológica.

Inducción de regeneración natural: acciones de manejo que pueden desencadenar los procesos de regeneración natural. Por ejemplo, instalación de cercas para exclusión

de ganado, prevención de incendios, laboreo del suelo, instalación de perchas, erradicación de invasoras.

Ingeniería ecológica: manipulación y uso de organismos vivos y otros materiales de origen biológico para resolver problemas ambientales percibidos por la sociedad. Puede ser practicada en conjunto con métodos convencionales de ingeniería civil que usan solo agua y materiales inertes y que la mayoría de veces modifican intencionalmente las formas de la superficie o remodelan cursos de agua. Las actividades de ingeniería ecológica son conducidas con la visión de responder a las necesidades de las personas y, generalmente, con atención particular a la presentación de cuentas y retorno sobre la inversión, algo que no siempre es el caso de la restauración ecológica (Clewell y Aronson 2007).

Integridad del ecosistema: estado o condición de un ecosistema que presenta la biodiversidad característica de un ecosistema de referencia, expresado en términos de composición de especie y estructura de comunidad (SER 2004). Aunque es un término polémico, resulta importante en la teoría de la complejidad y puede ser estudiado matemáticamente.

Intervención en el ecosistema: acción específica o estrategia intencional para modificar la estructura, composición o procesos del ecosistema a ser restaurado. Son ejemplos: preparación del suelo, remoción de especies invasoras, introducción de especies deseables, biomanipulación, alteración de la estructura del dosel, reintroducción del fuego o reconfiguración del cauce del río. Intervenciones pueden ser necesarias en ecosistemas naturales mediante cambios climáticos o visando la erradicación de especies exóticas.

Invasión biológica: proceso de entrada, establecimiento y colonización de un ecosistema natural por una especie oriunda de otra región ecológica (especie exótica o no nativa), causando alteraciones (generalmente pérdidas) en la diversidad biológica nativa o perjuicio al funcionamiento del ecosistema.

J

Juvenil: planta joven que traspasó el estado de plántula, pero no ha iniciado procesos reproductivos. Esa definición normalmente se aplica a especies arbóreas y es utilizada para agrupar individuos dentro de una misma clase de tamaño o diámetro, siendo posible, por ejemplo, que un individuo deje de ser considerado juvenil por ya haber

alcanzado cierto tamaño aunque aún no haya florecido. En este tipo de situaciones, la fase juvenil puede incluir individuos con hasta 2 m de altura o 1 cm de diámetro a la altura del pecho, pero no hay regla para definir cuando un individuo sale de la fase juvenil.

L

Localidad: procedencia geográfica del registro, contiene información acerca del país, departamento, municipio, corregimiento o vereda, finca y demás divisiones políticas y accidentes geográficos. Altitud, rango altitudinal sobre el nivel del mar en la cual se encuentra ubicado el registro. Fecha: Día, mes, año en el que fue colectado el ejemplar (DD/MM/AAAA) Coordenadas geográficas con valores de latitud y longitud del lugar del registro.

M

Manejo adaptativo: forma de manejo que estimula, cuando son necesarios, cambios periódicos en los objetivos y protocolos de manejo, en respuesta a los datos de monitoreo y otras nuevas informaciones. En la restauración ecológica comprende intervenciones deliberadas en el ecosistema durante su trayectoria, con el objetivo de superar filtros o barreras que dificulten su evolución hacia el estado deseado.

Manejo de ecosistemas: forma de gestión integrada de recursos naturales que considera toda la gama de especies, sus interacciones, hábitats y el papel de los humanos. En otras palabras, envuelve la manipulación de áreas naturales o seminaturales por técnicos, con el fin de mantener la integridad y la salud del ecosistema y, al mismo tiempo, el flujo de bienes y servicios ecosistémicos.

Metaclímax: conjunto de hábitats necesarios para la supervivencia de todas las especies producidas por la historia evolutiva de la biota en la escala de un paisaje.

Metapoblaciones: cada una de las poblaciones que forman un conjunto interactivo de poblaciones de plantas o animales que fluctúan independientemente pero interactúan dentro de una dimensión espacial más amplia, con la supervivencia de las especies en un largo plazo dependiendo de un equilibrio dinámico, entre extinción y recolonización en el mosaico del paisaje o hábitat fragmentado.

Metas: objetivos específicos de un proyecto, medibles y con plazos para ser cumplidos. En la restauración

ecológica, las metas son establecidas con base en los niveles de funcionamiento y diversidad esperados para el ecosistema en etapas preestablecidas, que son expresados con base en las variables utilizadas como indicadores.

Método de captura: nombre de la trampa o método utilizado para capturar el ejemplar o el espécimen (Trampa de caída, miniWinkler, colecta manual, cebos, etc.).

Mitigación: conjunto de acciones cuyo objetivo es minimizar los impactos o daños ambientales inevitables previstos para un emprendimiento. Tales acciones son indicadas con base en estudios de impacto ambiental y son exigidas por órganos gubernamentales o acuerdos internacionales, para la concesión de licencia ambiental.

Monitoreo: observación y registro regular de las actividades de un proyecto o programa para verificar si los objetivos están siendo cumplidos en los plazos esperados. En la restauración ecológica, consiste en la aplicación de indicadores para verificar si los objetivos o metas en cada etapa de la restauración están siendo cumplidos. El monitoreo debe apuntar a la necesidad o no del manejo adaptativo.

Morfoespecie: individuos que son separados y diferenciados de otros afines con base en sus caracteres morfológicos.

Microhábitat: condiciones del hábitat descritas a escala del individuo; elementos físicos y bióticos a los que responde un individuo. También se usa para describir el hábitat a una escala espacial muy pequeña.

N

Neoecosistemas: sistemas cuyas características bióticas o abióticas fueron alteradas como resultado de modificaciones humanas en ecosistemas naturales o de abandono de sistemas previamente manejados. Por definición, son ecosistemas espontáneos (emergentes) y no planeados (ver ecosistema planeado) que se formarán en respuesta a alteraciones ambientales derivadas de actividades sociales, económicas o culturales. El manejo de este tipo de ecosistemas es un tópico de gran importancia a ser considerado y objeto de controversia en la literatura, toda vez que se trata de un tema nuevo en Ecología. El neoecosistema puede ser interpretado como sinónimo de ecosistema emergente, pero son términos sutilmente distintos.

Nucleación: técnica de restauración ecológica que se basa en la formación de pequeños núcleos de vegetación en un área degradada, con el objetivo de promover la conectividad del paisaje y el restablecimiento de flujos biológicos. Puede basarse en la instalación de refugios artificiales para la fauna dispersora de semillas, plantaciones en islas con especies herbáceas, arbustivas o arbóreas, en la translocación de plantas y lluvia de semillas obtenida en áreas naturales o en la instalación de perchas artificiales.

P

Pago por servicios ambientales (PSA): transacción en la cual un servicio ecosistémico bien definido, o una forma de uso de la tierra que pueda asegurar este servicio, es adquirido por lo menos por un comprador de al menos un proveedor, bajo la condición de que el proveedor garantice la provisión de este servicio.

Paisaje: agrupamiento de ecosistemas que son concertados (organizados) en patrones reconocibles y que intercambian organismos y materiales, como agua (Forman y Gordon, 1986); corrientemente interpretado como un mosaico interactivo formado por ecosistemas naturales, sistemas de producción y espacios destinados a usos sociales y económicos. En restauración, el tamaño del paisaje es determinado predominantemente por la escala de las acciones y por la extensión geográfica probable o deseable de sus impactos. Ver Ecología del paisaje y reintegración de paisajes fragmentados.

Paisaje cultural: paisaje que se desarrolló bajo la influencia conjunta de procesos naturales, de la organización impuesta por el hombre y del uso de sus recursos.

Paisajes antropizados: paisajes que fueron profundamente alterados por la acción del hombre, cuyas características principales son el elevado nivel de fragmentación, reducida área de cobertura por ecosistemas nativos, degradación de los remanentes naturales, uso masivo y ocupación del suelo para el desenvolvimiento de actividades humanas (e. g. agricultura, pecuaria, urbanización) y sobre explotación de los recursos naturales, que amenazan la biodiversidad remanente y la generación de bienes y servicios ecosistémicos.

Perturbación: manipulación planeada que afecta la estructura y función de los ecosistemas y que es producto

de un proceso experimental (Barrera-Cataño y Valdés-López 2007). Disturbio controlado donde se conoce el efecto y las consecuencias generadas sobre el ecosistema.

Pigidio: región posterior del cuerpo de los insectos, el los escarabajos se observa perpendicular después de los élitros.

Plantas dañinas: toda o cualquier planta que se produce donde no es deseada (Shaw, 1982). De acuerdo con esa terminología, ninguna especie vegetal puede ser llamada dañina sin considerar el contexto en que esta especie se está desarrollando. Por ejemplo, el pasto braquiaria (*Urochloa* spp.) es una de las más importantes plantas dañinas para la restauración ecológica pero no es una planta dañina para la actividad pecuaria. Ver especie invasora.

Plantas facilitadoras de la regeneración (plantas nodrizas): especies vegetales que consiguen establecerse en condiciones ambientales adversas para las especies, de forma general, que amenizan las tensiones abióticas bajo el dosel por medio del sombreado, acumulación de materia orgánica y protección contra el viento, creando condiciones más adecuadas para el establecimiento o reclutamiento de otras especies. Interacciones positivas entre plántulas de una especie y el adulto protector de otra especie son comunes y ampliamente reconocidas como *nurse-plant syndrome*.

Plantas ruderales: especies vegetales de amplia distribución geográfica, que ocupan y se proliferan particularmente en ambientes antropizados pero que no necesariamente son indeseadas o causan perjuicios económicos. Por ejemplo, algunas dicotiledóneas ruderales que ocurren en áreas agrícolas abandonadas no son perjudiciales a la restauración ecológica pues no ejercen competencia intensa o suficiente para inhibir la regeneración natural. Por el contrario, esas especies pueden interactuar con la fauna nativa, proteger el suelo contra la erosión e incorporar materia orgánica, favoreciendo las especies leñosas nativas. Así, difiere de las especies problema o plantas dañinas, toda vez que las ruderales no necesariamente causan problemas.

Plantación de enriquecimiento: término utilizado para referirse a un conjunto de técnicas de plantación de especies deseables bajo la vegetación ya existente. Originalmente, las técnicas de enriquecimiento tenían como fin aumentar las poblaciones de especies de valor comercial en bosques nativos. En restauración,

incorporan también la introducción de especies en bosques primarios degradados o en ecosistemas en proceso de restauración, con el objetivo de aumentar la biodiversidad en dirección a los niveles naturalmente encontrados en los ecosistemas de referencia.

Plántula: planta joven que todavía está usando (aunque no necesariamente dependa de) sus reservas orgánicas o minerales.

Programa de evaluación y seguimiento: hace referencia al proceso de monitoreo.

R

Rehabilitación ecológica: en sentido amplio es la mejoría de las funciones del ecosistema sin que necesariamente se alcance un retorno a condiciones predisturbios. Generalmente el énfasis es la recuperación de procesos y funciones del ecosistema para aumentar el flujo de servicios y beneficios a las personas, pero sin que haya una intención explícita en restablecer la composición y estructura original del ecosistema (SER 2004, Clewell y Aronson 2007). La atención debe darse para que un determinado proceso o función no sea fuertemente favorecido, resultando en un ecosistema más frágil o vulnerable de lo que era antes. Cuando no es posible retornar un ecosistema a un estado anterior o condición ideal, la rehabilitación es generalmente una opción mejor que la restauración. Ver restauración ecológica.

Recuperación ambiental: término genérico aplicado a todas las actividades que orientan mejorar las condiciones ambientales de un dado ecosistema degradado, pudiendo incluir acciones de ingeniería ecológica, recuperación de áreas degradadas, rehabilitación ecológica y restauración ecológica. De forma general, el uso de este término debe ser evitado en proyectos técnicos e instrumentos legales, pues genera ambigüedad con relación a sus objetivos y metas. Este término, conjuntamente con su equivalente recuperación de áreas degradadas, debe ser adoptado cuando hay de hecho la intención de referirse a diferentes posibilidades envueltas en la mejoría de la calidad ambiental de ecosistemas degradados.

Recuperación de áreas degradadas: de la misma forma que la recuperación ambiental, este término ha sido ampliamente utilizado para referirse indistintamente a diferentes técnicas aplicables que buscan revertir la situación de un ecosistema degradado a un estado deseable, independientemente del nivel de degradación.

No debería, por lo tanto, ser utilizado cuando la discriminación de la técnica se hace necesaria. En sentido estricto, correspondería a *reclamation*, en la lengua inglesa.

Reforestación: plantación de árboles, nativos o no, en poblaciones puras o mixtas, para formación de una estructura forestal en un área que fue deforestada. Generalmente este tipo de plantación tiene fines de protección, producción o ambas.

Regeneración natural: conjunto de procesos por los cuales las plantas se establecen en un área a ser restaurada o en restauración, sin que hayan sido introducidas deliberadamente por la acción humana.

Regeneración natural asistida: Conjunto de intervenciones planeadas que tiene como objetivo potencializar la regeneración natural de la vegetación en una determinada área en proceso de restauración, tales como introducción de elementos atractivos de fauna dispersora de semillas, control de la herbivoría causada por hormigas, control de especies exóticas competidoras y creación de micrositios favorables al establecimiento de especies nativas.

Reglas de ensamblaje: conjunto de principios o leyes que predicen el desenvolvimiento de comunidades biológicas específicas, en contraste con el desenvolvimiento atribuido a procesos al azar. Las reglas de montaje identifican filtros ecológicos para el establecimiento de especies en diferentes etapas de la trayectoria sucesional y las interacciones locales entre especies, restringiendo el grupo de combinaciones de especies permisible que estarían propensas a asociarse, a partir de un reservorio de especies contribuidoras potenciales. Una premisa subyacente es que las comunidades son gobernadas por equilibrios dinámicos.

Repoblación forestal: acción directa del hombre con el objetivo de ocupar con vegetación forestal un área que se encontraba sin bosque, por medio de plantación de plántulas, siembra directa o inducción de regeneración natural. En la terminología actual, si se hace con especies nativas es sinónimo de restauración ecológica aplicada a ecosistemas forestales.

Reintegración de paisajes fragmentados: proceso de revertir la fragmentación. Restablecimiento de la conexión entre fragmentos aislados que incorpora proyectos de restauración, rehabilitación y la cartografía de diferentes unidades del mosaico, mediante un trabajo planeado y coherente a nivel de todo el paisaje.

Reintroducción: introducción planeada y deliberada de una especie de planta o animal nativo en un ecosistema del cual la especie haya sido anteriormente erradicada.

Resiliencia: habilidad de un ecosistema natural de retornar a la condición anterior al disturbio sin intervención humana. Puede ser evaluada por el tiempo necesario para el retorno a su estructura y riquezas anteriores. En una definición alternativa y de aceptación creciente, que de cierta manera incorpora la noción de resistencia, un ecosistema resiliente puede soportar impactos y reconstruirse o persistir en determinada trayectoria o en determinado estado-régimen, en sistemas en los cuales múltiples regímenes son posibles.

Resistencia: capacidad de un ecosistema para resistir un disturbio. Puede ser evaluada por la proporción que es preservada de su estructura y composición de especies en relación al estado anterior al disturbio.

Restauración a gran escala: se centra en reestablecer una sola cobertura desde lo local y aplicarlo a una gran extensión pero no tiene en cuenta su estructura y función. No se centra en mosaicos complejos o heterogéneos y por definición no incluye una perspectiva desde la ecología del paisaje y no debe ser considerado como restauración del paisaje (Metzger y Brancalion 2013).

Restauración con perspectiva del paisaje: incluye tanto la búsqueda para mejorar la estructura y las funciones del paisaje, así como las acciones puntuales de restauración que consideran la influencia del paisaje circundante (Metzger y Brancalion 2013).

Restauración del capital natural (RCN): intervenciones e inversiones en la ampliación de los valores de capital natural para mejorar la sustentabilidad de ecosistemas naturales y manejados por el hombre, como contribución al bienestar socioeconómico de las personas a través de la oferta de bienes y servicios de los ecosistemas (Aronson *et al.* 2007). La teoría de la RNC pretende romper con la idea de que es inevitable el compensación entre desenvolvimiento económico y conservación.

Restauración del hábitat: restauración ecológica respecto a condiciones de vida de una especie en particular.

Restauración del paisaje: aquellas iniciativas que se centran en restaurar la estructura, dinámica o función del paisaje como un mosaico de unidades interactivas, de múltiples usos y coberturas, que incluye múltiples

procesos ecológicos (efecto de borde, fragmentación, incremento de la conectividad y de la vegetación nativa, matriz más permeable, entre otras) y que pueden ocurrir a escala gruesa o fina (Metzger 2001).

Restauración ecológica: proceso y práctica de auxiliar la recuperación de un ecosistema que fue degradado, dañado o destruido (SER 2004). No debe ser confundida con varias otras actividades que van dirigidas a la mejoría ambiental, como rehabilitación ecológica, restauración forestal, restauración de hábitat, recuperación ambiental y revegetación. (ver ecología de la restauración, restauración del capital natural).

Restauración forestal: restauración ecológica aplicada a ecosistemas forestales.

Revegetación: restablecimiento de cubierta vegetal de cualquier naturaleza (independiente del origen, forma de vida o número de especies) en un terreno deforestado.

S

Sacos miniWinkler: trampa diseñada especialmente para el muestreo de insectos de hojarasca, constituida por dos partes: la primera, un cernidor donde se tamiza la muestra de 1 m² de hojarasca. La segunda parte es el saco Winkler el cual contiene dos bolsas de malla donde se vierte la muestra de hojarasca tamizada, al final del saco se encuentra el tarro colector con etanol, a medida que la hojarasca comienza a secarse los insectos salen de ella en busca de mejores lugares y caen por gravedad en el tarro colector (Villareal *et al.* 2004).

Salud del ecosistema: estado o condición de un ecosistema en el cual sus atributos dinámicos se expresan dentro de variaciones normales de actividades referentes a su etapa o desenvolvimiento ecológico (SER 2004). Puede también incluir valores socioeconómicos, tales como la función de un sistema fluvial que sea fuente de agua limpia para el consumo humano. Algunos consideran este término inapropiado para sistemas ecológicos, considerando que tal expresión sea antropocéntrica. Además, es generalmente difícil o imposible saber cómo definir la variación "normal" de actividad del ecosistema más allá de un periodo corto, digamos, 20 años. Un término relacionado muy útil es resiliencia del ecosistema. (Cf. Integridad del ecosistema e integridad del paisaje).

Seguimiento: evaluar el proceso de restauración por medio de la recolección y análisis de la información

obtenida en las evaluaciones realizadas a lo largo del tiempo

Servicios ambientales: servicios proporcionados por los ecosistemas y que son deseados por las poblaciones humanas, tales como: purificación del agua, polinización de cultivos, protección de manantiales y secuestro de carbono. Ver servicios ecosistémicos y pago por servicios ambientales.

Servicios ecosistémicos: ver bienes y servicios ecosistémicos.

Sistema agroforestal : forma de uso de la tierra en la cual se combinan especies arbóreas leñosas (frutales o madereras) con cultivos agrícolas o crianza de animales, de forma simultánea o en secuencia temporal y que interactúan económica y ecológicamente.

Sistema de producción: unidad de superficie (tierra, mar o paisaje) destinada a la producción de alimentos, fibras y otros productos para el comercio o subsistencia, que son usualmente mantenidos a costa de aporte externo de energía (e.g. combustibles fósiles) y agroquímicos (e.g. fertilizantes, caliza).

Sistemas silvopastoriles: modalidad de sistemas agroforestales pecuarios, que combina los sistemas productivos ganaderos con árboles y arbustos en diferentes tipos de arreglos e intensidad por hectárea, creando sistemas más complejos y diversos con vegetación arbórea diferente y de varios estratos.

Sistema socioecológico: sistema ecológico ampliamente dominado por seres humanos o completamente integrado a las actividades culturales desarrolladas por la sociedad, incluyendo el manejo de estas por actores envueltos y organizaciones, así como las convenciones, normas legales y sociales adoptadas para orientar el manejo. Ese tipo de sistema consiste típicamente en una mezcla de ecosistemas naturales, sistemas de producción y áreas donde se insertan casas, edificios, redes de transporte, etc., que son funcionalmente interdependientes en términos socioeconómicos.

Sucesión ecológica: modificaciones espontáneas en la composición y estructura de una comunidad de seres vivos, resultantes de colonización y extinción de poblaciones de especies a lo largo del tiempo. Ese proceso de sustitución de especies a lo largo de la trayectoria sucesional resulta de la interacción entre el ambiente físico y los seres vivos.

Sustentabilidad: en un contexto económico, es la capacidad de un sistema de permanecer indefinidamente productivo para el beneficio de futuras generaciones (cf. desenvolvimiento sustentable). Son presupuestos de sustentabilidad: 1) el conjunto de recursos renovables no pueden ser utilizados más rápidamente de lo que son renovados; 2) la producción de basura no puede exceder la capacidad de degradación; y 3) recursos esenciales no renovables no pueden ser agotados antes que el desarrollo tecnológico genere sustitutos renovables. Crece la convicción que la sustentabilidad incluye componentes económicos, sociales y ambientales. En el contexto de la restauración, la "sustentabilidad del ecosistema" se ve afectada cuando su diversidad de especies y procesos ecológicos pueden mantenerse indefinidamente, sin necesidad de interferencias de manejo.

T

Tamaño efectivo de poblaciones: tamaño de muestra que asegura la representatividad genética de una población recolectado en relación con la población parental, normalmente representada por el símbolo N_e . Ese concepto de genética cuantitativa es utilizado en la restauración ecológica para estimar el número de árboles matrices de los cuales es necesario recoger semillas para que la población natural proveedora de propagulos sea genéticamente bien representada en el área a ser restaurada.

Técnica: conjunto de procedimientos, recursos, protocolos y aplicaciones que provienen de la ciencia o de la ingeniería que se aplican para alcanzar un propósito o resultado determinado. En restauración ecológica las técnicas hacen referencia al conjunto de medidas o acciones que provienen de la ingeniería o de cualquier campo del conocimiento, que sirve para mitigar los factores limitantes y para eliminar o controlar los factores tensionantes.

Tórax: región del cuerpo situada entre la cabeza y el abdomen.

Trampas cebadas: son trampas con atrayentes, usadas para coleccionar hormigas son el atún y la miel, pequeñas porciones de estos pueden ponerse sobre un pedazo de papel bond de 10 x 10 cm, sobre el suelo o los árboles.

Trampas de caída: esta trampa está conformada por un vaso plástico que se entierra a ras de suelo, el principio es atrapar los insectos que caminen sobre ella y caigan en su interior. Generalmente $\frac{1}{4}$ parte del vaso contiene alcohol para matar y preservar los especímenes colectados.

Trayectoria: ruta sucesional por la cual un ecosistema se desenvuelve a lo largo del tiempo. En restauración, la trayectoria esperada comienza con el ecosistema degradado, dañado o destruido y progresa hacia el estado deseado de restauración. Durante su trayectoria, el ecosistema puede dirigirse a estados alternativos estables o a estados indeseados. La trayectoria envuelve todos los atributos ecológicos (bióticos y abióticos) de un ecosistema y, en teoría, puede ser monitoreado por medio de indicadores ecológicos (SER 2004, Clewell y Aronson 2007).

Translocación: cuando el material genético recolectado en otras regiones ecológicas es utilizado en proyectos de restauración dentro de la zona de aparición natural de una especie. (ver plantación de enriquecimiento y reintroducción).

U

Umbral: en el ámbito de la ecología de la restauración, es el punto en el que la degradación pasa a ser irresistible, sino hay intervención (en el proceso de degradación). En la dirección opuesta, es el punto a partir del cual el ecosistema comienza a evolucionar naturalmente, sin necesidad de asistencia o manejo (SER 2004).

V

Verificador: ver cuantificador

////////////////////////////////////

BIBLIOGRAFÍA

////////////////////////////////////



- Abadía J. C., C. Bermúdez, F. Lozano-Zambrano y P. Chacón. 2010. Hormigas cazadoras en un paisaje subandino de Colombia: riqueza, composición y especies indicadoras. *Revista Colombiana de Entomología* 36(1): 127-134.
- Abreu Z., L. D. Llambí y L. Sarmiento. 2009. Sensitivity of soil restoration indicators during paramo succession in the high tropical Andes: chronosequence and permanent plot approaches. *Restoration Ecology* 17:619-627.
- Achury R., P. Chacón de Ulloa y A. M. Arcila. 2012. Effects of the Heterogeneity of the Landscape and the Abundance of *Wasmannia auropunctata* on Ground Ant Assemblages in a Colombia Tropical Dry Forest. *Psyche* doi:10.1155: 1.12.
- Achury R., P. Chacón de Ulloa y A. M. Arcila. 2008. Composición de hormigase interacciones competitivas con *Wasmannia auropunctata* en fragmentos de bosque seco tropical. *Revista Colombiana de Entomología* 34(2): 209-216.
- Acosta A, A. M. Zapata y G. Fagua. 2009. Técnicas de campo en ambientes tropicales. Manual para el monitoreo en ecosistemas acuáticos y artrópodos terrestres. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá D.C.
- Acosta-Galvis A. R. 2014. Lista de los Anfibios de Colombia. V.03.2014. www.batrachia.com
- Agosti D., J. D. Majer, L. E. Alonso, y T. R. Shultz. 2000. *Ants: Standard Methods for Measuring and Monitoring Biodiversity*. Smithsonian Institution press. Washington.
- Aguilar-Garavito M. 2010. Restauración ecológica en áreas afectadas por la invasión de retamo espinoso en la Serranía el Zuque. Trabajo fin de máster. Master U. en Restauración de Ecosistemas. Universidades de Alcalá, Rey Juan Carlos, Complutense y Politécnica de Madrid. Madrid.
- Aguilar-Garavito, M., L. M. Renjifo y J. Pérez-Torres. 2014. Seed dispersal by bats across four successional stages of a subandean landscape. *Biota Colombiana* 15 (Supl.2): 87-101.
- Aguilar M., J. Sierra, W. Ramírez, O. Vargas, Z. Calle, W. Vargas, C. Murcia, J. Aronson y J. I. Barrera Cataño. 2015. Towards a post-conflict Colombia. Restoring to the future. *Restoration Ecology* 23 (1): 4-6.
- Ahumada J. 2001. Impacto de la fragmentación sobre la reproducción, estructura y comportamiento de la comunidad de colibríes de bosque altoandino. Proyecto N°973. Fundación para la promoción de la investigación y la tecnología. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá D.C.
- Aide T. M., C. Corrada-Bravo, M. Campos-Cerqueira, C. Milan, G. Vega y R. Alvarez. 2013. Real-time bioacoustics monitoring and automated species identification. *PeerJ* 1:e103 <http://dx.doi.org/10.7717/peerj.103>.
- Aldana R. C. y P. Chacón de Ulloa. 1999. Megadiversidad de hormigas Hymenoptera: Formicidae de la cuenca media del río Calima. *Revista Colombiana de Entomología* 25(2): 37-47.
- Allaby M. 1992. *The Concise Oxford dictionary of Zoology*. Oxford University Press, Oxford.
- Alonso L. E. 2000. Ants as indicators of diversity in Agosti D., J. D. Majer, L. E. Alonso y T. R. Shultz (eds.). *Ants: Standard Methods for Measuring and Monitoring Biodiversity*. Smithsonian institution press. Washington.
- Angulo A., Rueda-Almonacid, J. V. Rodríguez-Mahecha y E. La Marca. 2006. Técnicas de inventario y monitoreo para los anfibios de la región tropical Andina. Conservación Internacional-Colombia, Series Manuales de Campo, Panamericana Formas e Impresos S. A. Bogotá D.C.
- Anbari F. T. 2003. Earned value project management method and extensions. *Project management journal* 34:12-23.
- Andel J. van, and J. Aronson. 2013. *Restoration Ecology: The new frontier* Second edition. Blackwell Publishing Ltd. Oxford.
- Andersen A. N., y G. P. Sparling. 1997. Ants as indicators of restoration success: relationship with soil microbial biomass in the Australian seasonal tropics. *Restoration Ecology* 5: 109-14.
- Andersen A. N., y J. D. Majer. 2004. Ants show the waydown under: invertebrates as bioindicators in land management. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2: 291-298.
- Andersen A. N. 2010. Using ants as indicators of ecosystem change, box. 8.1. Chapter 8. Philpott, S.M., Perfecto, I., Armbrecht, I. y C. Parr. Ant diversity and function in disturbed and changing habitats en Lach L., C. Parr y K.L. Abbott (eds.). *Ant Ecology 2009*. Oxford University Press.
- Aponte C., L. V. Garcia, y T. Maranon. 2013. Tree species effects on nutrient cycling and soil biota: a feedback

- mechanism favouring species coexistence. *Forest Ecology and Management* 309:36-46.
- Arcila A. M. y F. H. Lozano-Zambrano. 2003. Capítulo 9. Hormigas como herramienta para la bioindicación y el monitoreo en Fernández F.(ed.). 2003. Introducción a las hormigas de la región neotropical. Instituto de investigación de recursos biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá D.C.
- Arcila-Cardona A. M. 2007. ¿Afecta la fragmentación la colonización por especies oportunistas?: estructura del paisaje, riqueza de especies y competencia, como determinantes de la densidad poblacional de la hormiga *Wasmannia auropunctata* en bosque seco tropical. Disertación de Doctoral. Universidad del Valle. Cali.
- Arcila-Cardona A., A. M. Osorio, C. Bermúdez y P. Chacón de Ulloa. 2008. Diversidad de hormigas cazadoras asociadas a los elementos del paisaje del bosque seco. En Jiménez E., F. Fernández, T. M. Arias, y F. H. Lozano-Zambrano (eds.). *Sistemática, biogeografía y conservación de las hormigas cazadoras de Colombia*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá D.C.
- Ambrecht I. y P. Ulloa-Chacón. 1999. Rareza y diversidad de hormigas en fragmentos de bosque seco colombianos y sus matrices. *Biotropica* 31(4): 646-653.
- Ambrecht I. y P. Ulloa-Chacón. 2003. The little fire ant *Wasmannia auropunctata* (Hymenoptera: Formicidae) as a diversity indicator of ants in tropical dry forest fragments of Colombia. *Environmental Entomology* 32(3): 542-547.
- Ambrecht I., L. Rivera, y I. Perfecto. 2005. Reduced diversity and complexity in the leaf litter ant assemblage of Colombian coffee plantations. *Conservation Biology* 19(3): 897-907.
- Ambrecht I., I. Perfecto, y E. Silverman. 2006. Limitation for nesting resources for ants in Colombian forests and coffee plantations. *Ecological Entomology* 31(5): 403-410.
- Aronson J., J. N. Blignaut, S. J. Milton, D. Le Maitre, K. J. Esler, A. Limouzin, C. Fontaine, M. P. de Wit, W. Mugido, P. Prinsloo, L. van der Elst y N. Lederer. 2010. Are socioeconomic benefits of restoration adequately quantified? A meta-analysis of recent papers (2000-2008) in *Restoration Ecology* and 12 other scientific journals. *Restoration Ecology* 18(2): 143-154.
- Arshad M. A. y G. M. Coen. 1992. Characterization of soil quality physical and chemical criteria. *American Journal of Alternative Agriculture* 7: 12-16.
- Arshad M. A., y S. Martin. 2002. Identifying critical limits for soil quality indicators in agro-ecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 88:153-160.
- Aslan C., Aslan A., Croll D., Tershyy E. Avaleta. 2014. Building Taxon Substitution Guidelines on a Biological Control Foundation. *Restoration Ecology* 22(4): 437-441.
- Asociación Red Colombiana de Reservas Naturales De La Sociedad Civil, Asociación Para El Estudio Y La Conservación De Las Aves Acuáticas En Colombia-Calidris y WWF Colombia. 2004. Manual para el monitoreo de aves migratorias. Fortalecimiento de capacidades para la conservación de aves migratorias neotropicales en la Red de Reservas Naturales de la Sociedad Civil. Cali.
- Baer S. G., D. J. Kitchen, J. M. Blair y C. W. Rice. 2002. Changes in ecosystem structure and function along a chronosequence of restored grasslands. *Ecological Applications* 12: 1688-1701.
- Bai Z. G., D. L. Dent, L. Olsson y M. E. Schaepman. 2008. Proxy global assessment of land degradation. *Soil Use and Management* 24: 223-234.
- Bailey M. A., J.N. Holmes, K. A. Buhlmann y J. C. Mitchell. 2006. *Habitat Management Guidelines for Amphibians and Reptiles of the Southeastern United States*. Partners in Amphibian and Reptile Conservation Technical Publication HMG-2. Montgomery, Alabama.
- Baker J., T. Beebee, J. Buckley, A. Gent y D. Orchard. 2011. *Amphibian Habitat Management Handbook*. Amphibian and Reptile Conservation. Bournemouth.
- Balaguer L., A. Escudero, J. F. Martín-Duque, I. Mola y J. Aronson. 2014. Historical references in restoration ecology: Redefining a cornerstone concept. *Biological Conservation* 176: 12-20
- Ballengée B. y Sessions S. K. 2009. Explanation for missing limbs in deformed amphibians. *Journal of Experimental Zoology Part B: Molecular and Developmental Evolution* 312(7B): 770-779.
- Banville M. y Bateman H. 2012. Urban and wildland herpetofauna communities and riparian microhabitats along the Salt River, Arizona. *Urban Ecosystems* 15:473-488.

- Barba J., J. C. Yuste, y J. Martínez-Vilalta. 2013. Drought-induced tree species replacement is reflected in the spatial variability of soil respiration in a mixed Mediterranean forest. *Forest Ecology and Management* 306: 79-87.
- Bardgett R.D. y D.A. Wardle. 2010. *Aboveground-Belowground Linkages: Biotic Interactions, Ecosystem Processes, and Global Change*. Oxford Series in Ecology and Evolution. Oxford University Press. New York.
- Barlow J., T. Haugassen y C.A. Pérez. 2002. Effects of ground fires on understorey bird assemblages in amazonian forest. *Biological Conservation* 105:157-69.
- Barnes A. D., R. M. Emberson, H. M. Chapman, F.T. Krell y R. K. Didham. 2014. Matrix habitat restoration alters dung beetle species responses across tropical forest edges. *Biological conservation* 170: 28-37.
- Barnett A., y J. Dutton. 1995. *Expedition Field Techniques: Small Mammals*. Royal Geographic Society (with the Institute of British Geographers). London.
- Barraza J., J. Montes, N. Martínez, y D. Cuauhtémoc. 2010. Ensamblaje de escarabajos coprófagos (Scarabaeidae: Scarabaeinae) del bosque tropical seco, Bahía Concha, Santa Marta (Colombia). *Revista Colombiana de Entomología* 36: 285-291.
- Barrera-Cataño J. I. y C. Valdés. 2007. Herramientas para abordar la restauración ecológica de áreas disturbadas en Colombia. *Universitas Scientiarum Edición Especial II*, 12:11-24.
- Barrera-Cataño J. I., S.M. Contreras-Rodríguez, N. V. Garzón-Yepes, A. C. Moreno Cárdenas y S. P. Montoya-Villarreal. 2010. *Manual para la Restauración Ecológica de los Ecosistemas Disturbados del Distrito Capital*. Secretaría Distrital de Ambiente (SDA), Pontificia Universidad Javeriana (PUJ). Bogotá D.C.
- Bateman H., A. Chung-MacCoubrey y H. Snell. 2008. Impact of Non-Native Plant Removal on Lizards in Riparian Habitats in the Southwestern United States. *Restoration Ecology* 16(1):180-190.
- Bawa K. S. y S. Menon. 1997. Biodiversity monitoring: the missing ingredients. *Trends in Ecology and Evolution* 12(1): 42.
- Bateman H., Chung-MacCoubrey A., y Snell H. 2008. Impact of Non-Native Plant Removal on Lizards in Riparian Habitats in the Southwestern United States. *Restoration Ecology* 16(1): 180-190.
- Beier P., D. Majka, S. Newell y E. Garding. 2008. *Best Management Practices for Wildlife Corridors*. Northern Arizona University.
- Bennet A. F. 2006. *Enlazando el Paisaje. El papel de los corredores y la conectividad en la conservación de la vida silvestre*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge.
- Bentham H., J.A. Harris, P. Birch, y K. C. Short. 1992. Habitat classification and soil restoration assessment using analysis of soil microbiological and physico-chemical characteristics. *Journal of Applied Ecology* 29:711-718.
- Bersier L. F. y D. R. Meyer. 1994. Bird assemblages in mosaic forest—the relative importance of vegetation structure and floristic composition along the successional gradient. *Acta Oecologia International Journal of Ecology* 15: 561-76.
- Bestelmeyer B. T., D. Agosti, L. E. Alonso, F. R. C. Brandaeo, Jr W. L. Brown, J. H. C. Delabie, y R. Silvestre. 2000. Field techniques for the study of ground-dwelling ants en Agosti D., J. D. Majer, L. E. Alonso, T. R. Schultz (eds.). *Ants. Standard Methods for Measuring and Monitoring Biodiversity*. Smithsonian Institution Press. Washington D.C.
- Bibby C., N. D. Burgess, D. A. Hill y S. Mustoe. 2000. *Bird census techniques*. Second Edition. Londres.
- Bizerril M. X. y A. Raw. 1998. Feeding behavior of bats and the dispersal of Piper arboreum seeds in Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 14: 109-114.
- Blaum N., Mosner E., Schwager M. y Jeltsch F. 2011. How functional is functional? Ecological groupings in terrestrial animal ecology: towards an animal functional type approach. *Biodiversity and Conservation* 20(11): 2333-2345.
- Block W. M., A. B. Franklin, J. P. Ward, J. L. Ganey y 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.
- Blondel J. 2003. Guilds or functional groups: does it matter? *Oikos* 100: 223-231.
- Böhm M., B. Collen, E. M. J. Baillie, J. Chanson, y N. Cox. 2012. The conservation status of the world's reptiles. *Biological Conservation* 157: 372-385.
- Boletín estadístico de Minas y Energía UPME 2008-2012. ISSN: 2346 4992 http://www.upme.gov.co/Docs/Boletin_Estad_Minis_Energy_2008_2012.pdf

- Bolton B. 1994. Identification guide to the ant genera of the world. Harvard University Press (Cambridge, Massachusetts/London).
- Bosire J. O., F. Dahdouh-Guebas, M. Walton, B. I. Crona, R. R. Lewis III, C. Field, J. G. Kairo y N. Koedam 2008. Functionality of restored mangroves: A review. *Aquatic Botany* 89: 251-259.
- Bowles P., J. C. Arredondo, B. C. Bock, W. Bolívar, M. Calderón, J. Rancés-Caicedo, R. Castañeda, D. F. Cisneros-Heredia, J. M. Daza, P. D. A. Gutiérrez-C., G. Hammerson, A. Jérez, A. M. Ortega, V. P. Páez, M. P. Ramírez-P, J. M. Rengifo, G. Rivas, J. Rodríguez, M. Tognelli, J. N. Urbina-Cardona, J. Velasco, B. Young y J. G. Zamora. In press. Annotated checklist, distributional summary, and bibliography of the reptiles of Colombia. *Zootaxa*.
- Bradshaw A. D. 1993. Restoration ecology as a science. *Restoration Ecology* 1 (2): 71-73.
- Brancalion S., G. Viani, N. Strassburg y R. Rodrigues. 2012. Cómo financiar la restauración de los bosques tropicales. *Unasylva*, 63: 41-50.
- Brawn J. D. 2006. Effects of restoring oak savannas on bird communities and populations. *Conservation Biology* 20(2): 460-469
- British Columbia. 2014. Guidelines for Amphibian and Reptile Conservation during urban and Rural Land Development in British Columbia.
- Brooks T., D. A. Fonseca G. A. B. y Rodríguez A. S. L. 2004. Species, Data, and Conservation Planning. *Conservation Biology* 18 (6): 1682-1688.
- Brown S. y A. E. Lugo. 1994. Rehabilitation of tropical lands: A key to sustaining development. *Restoration Ecology* 2 (2): 97-111.
- Brown W. S. y W. S. Parker. 1976. A ventral scale clipping system for permanently marking snakes (Reptilia, Serpentes). *Journal of Herpetology* 10: 247-249.
- Brummitt R. K. y C. F. Powell. 1992. Author of plant names. A list of authors of scientific names of plants, with recommended standard forms of their names, including abbreviations. Kew: Royal Botanic Garden.
- Brye K. R., J. M. Norman y S. T. Gower. 2002. Assessing the progress of a tallgrass prairie restoration in Southern Wisconsin. *American Midland Naturalist* 148: 218-235.
- Bunnefeld N., E. Hoshino y E. Milner-Gulland. 2011. Management strategy evaluation: a powerful tool for conservation? *Trends in Ecology and Evolution*. 26 (9): 441-447.
- Burger J. A. y D. L. Kelting. 1999. Using soil quality indicators to assess forest stand management. *Forest Ecology and Management* 122: 155-166.
- Bustos J. y P. Ulloa-Chacón. 1996. Mirmecofauna y perturbación en un bosque de niebla neotropical Reserva Natural Hato Viejo, Valle del Cauca, Colombia. *Revista de Biología Tropical* 443/451: 259-266.
- Cabrera-Guzmán E. y V. H. Reynoso. 2012. Amphibian and reptile communities of rainforest fragments: minimum patch size to support high richness and abundance. *Biodiversity Conservation* 21 (12): 3243-3265.
- Cabrera M. y W. Ramírez (eds.). 2014. Restauración Ecológica de los Páramos de Colombia: transformación y herramientas para su conservación. Instituto Alexander von Humboldt. Bogotá D.C.
- Cairns J. 1979. Biological monitoring concept and scope en Cairns, J., G. P. Patil y W. E. Waters (eds.) *Environmental Biomonitoring, Assessment, Prediction and Management: Certain Case Studies and Related Quantitative Issues*, Fairland, MD: International Co-operative Publishing House.
- Calle Z., E. Giraldo y L. Piedrahita. 2011. Participación de niños y jóvenes en la investigación para la restauración de bosques en Vargas O., Reyes S., (eds.). *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. Bogotá D.C.
- Calle Z., E. Murgueitio, J. Chará, C. H. Molina, A. F. Zuluaga y A. Calle. 2013. A strategy for scaling-up intensive silvopastoral systems in Colombia. *Journal of Sustainable Forestry* 32: 677-693.
- Calle Z., N. Henao-Gallego, C. Giraldo y I. Armbrrecht. 2013. A Comparison of vegetation and ground-dwelling ants in abandoned and restored gullies and landslide surfaces in the western Colombian Andes. *Restoration Ecology* 21:729-735.
- Camargo G. 2007. Guía técnica para proyectos piloto de restauración ecológica participativa: Metodología para el desarrollo de los proyectos piloto de la

- política de restauración ecológica participativa en el Sistema de Parques Nacionales Naturales y sus zonas amortiguadoras. Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales. Bogotá D.C.
- Carbone C., S. Christie, K. Conforti, T. Coulson, N. Franklin, J. R. Ginsberg, M. Griffiths, J. Holden, K. Kawanishi, M. Kinnaird, R. Laidlaw, A. Lynam, D. W. Macdonald, D. Martyr, C. McDougal, L. Nath, T. O'Brien, J. Seidensticker, D. J. L. Smith, M. Sunquist, R. Tilson, y W. N. W. Shahrudin. 2001. The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals. *Animal Conservation* 4: 75-79.
- Cardillo M., A. Purvis, W. Sechrest, J. L. Gittleman, J. Bielby, y G. M. Mace. 2004. Human population density and extinction risk in the world's carnivores. *Plos Biology* 2: 909-914.
- Carter M. R., E. G. Gregorich, J. W. Anderson, J. W. Doran, H. H. Janzen, y F. J. Pierce. 1997. Concepts of soil quality and their significance. Páginas 1-19 en Gregorich E. G. y M. R. Carter (eds.). *Soil Quality for Crop Production and Ecosystem Health*. Elsevier, Amsterdam, Holanda.
- Carins Jr. J. 1993. Is restoration ecology practical? *Restoration Ecology* 1 (1): 3-7.
- Carvajal-Cogollo J. E. y J. N. Urbina-Cardona. in press. Ecological grouping and edge effects in tropical dry evergreen forest: Reptile-microenvironment relationships. *Biodiversity and Conservation*.
- Casas G. 2011. A influência da heterogeneidade de habitats em asssembléias de aves de remanescentes de Mata Atlântica: parâmetros estruturais, atributos funcionais e padrões de organização. Dissertação de Mestrado em Ecologia. Programa de Pós-Graduação de Ecologia. Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- Casanoves F., L. Pla y J. A. Di Rienzo. 2011. Valoración y análisis de la diversidad funcional y su relación con los servicios ecosistémicos. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, CATIE. Turrialba.
- Castaña-Mora O. V. 2002. Libro Rojo de Reptiles de Colombia. Serie Libros Rojos de Especies Amenazadas de Colombia. Bogotá D.C., Colombia: Instituto de Ciencias Naturales-Universidad Nacional de Colombia. Bogotá D.C.
- CBD (Convention of Biological Diversity). 2012. UNEP/CBD/COP Decision XI/16. Ecosystem Restoration. <http://www.cbd.int/doc/decisions/cop-11/cop-11-dec-16-en.pdf>.
- Ceccon E. 2003. Los bosques ribereños y la restauración y la conservación de las cuencas hidrográficas. *Ciencias*. 72: 46-53.
- Chacón de Ulloa P., J. Bustos, R. C. Aldana y M. L. Baena. 2000. Control de la hormiga loca, *Paratrechina fulva* (Hymenoptera: Formicidae), con cebos tóxicos en la Reserva Natural Laguna de Sonso (Valle, Colombia), *Revista Colombiana de Entomología*. 26 (3) 151-156.
- Chacón de Ulloa P., G. I. Jaramillo y M. M. Lozano. 2006. Hormigas urbanas en el departamento del Valle del Cauca, Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales* 30 (116): 435-441.
- Chacón de Ulloa P., A. M. Osorio, R. Achury y C. Bermúdez. 2012. Hormigas Hymenoptera: Formicidae del Bosque seco Tropical de la cuenca alta del río Cauca Colombia. *Biota Colombiana* 132: 165-181.
- Chacón de Ulloa P., S. Valdés-Rodríguez, A. Hurtado-Giraldo y M. C. Pimienta. 2014. Hormigas arbóreas del Parque Nacional Natural Gorgona (Pacífico de Colombia). *Revista de Biología Tropical*. Vol. 62 (Suppl. 1): 277-287.
- Chao A. y L. Jost. 2012. Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology* (12): 2533-47.
- Chaves M. C. 2003. Riqueza y composición de especies de la comunidad de hormigas del suelo Hymenoptera: Formicidae en un gradiente espacial bosque-borde-matriz de pastizal. Trabajo de pregrado. Universidad del Valle. Cali.
- Chaves M. C., P. Chacón de Ulloa y F. Lozano-Zambrano. 2008. Riqueza y rareza de hormigas cazadoras en el gradiente bosque-borde-pastizal de un fragmento de bosque subandino Quindío, Colombia en Jiménez E., F. Fernández, T. M. Arias y F. H. Lozano-Zambrano. 2008 (eds). *Sistemática, biogeografía y conservación de las hormigas cazadoras de Colombia*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá D.C.
- Cheung S. O., H. C. Suen y K. K. Cheung. 2004. PPMS: a web-based construction project performance monitoring system. *Automation in construction* 13: 361-376.
- Choi Y. D. 2004. Theories for ecological restoration in changing environment: toward "futuristic" restoration. *Ecological Research* 19: 75-81.

- Cleveland C. C., A. R. Townsend, S. K. Schmidt, y B. C. Constance. 2003. Soil microbial dynamics and biogeochemistry in tropical forests and pastures, Southwestern Costa Rica. *Ecological Applications* 13: 314-326.
- Clewell A.F. 1993. Ecology, restoration ecology and ecological restoration. *Restoration Ecology*. 1 (3): 141.
- Clewell A. F. y J. Aronson. 2013. *Ecological restoration: Principles, values and structure of an emerging profession*. Second edition. edición. Island Press. Washington D.C.
- Clifford B. y R. Taylor. 2008. *Bioestadística*. Pearson Educación. México D.F.
- Clutton-Brock T., y B.C. Sheldon. 2010. Individuals and populations: the role of long-term, individual-based studies of animals in ecology and evolutionary biology. *Trends in Ecology y Evolution* 25: 562-573.
- Cockle K.L., K. Martin y M. C. Drever. 2010. Supply of tree-holes limits nest density of cavity-nesting birds in primary and logged subtropical Atlantic forest. *Biological Conservation* 143: 2851-2857.
- Cockle K., K. Martin y K. Wiebe. 2011. Selection of nest trees by cavity-nesting birds in the Neotropical Atlantic forest. *Biotropica* 43(2): 228-236.
- Collins S. L., S. R. Carpenter, S. M. Swinton, D. E. Orenstein, D. L. Childers, T. L. Gragson, N. B. Grimm, J. M. Grove, S. L. Harlan, J. P. Kaye, A. K. Knapp, G. P. Kofinas, J. J. Magnuson, W. H. McDowell, J. M. Melack, L. A. Ogden, G. P. Robertson, M. D. Smith y . C. Whitmer. 2011. An integrated conceptual framework for Long-Term Social- Ecological Research. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9: 351-357.
- Colwell R.K., C. X. Mao, y J. Chang. 2004. Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. *Ecology* 85 (10):2717-2727.
- Concha-Lozada C., M. C. Gallego y L. C. Pardo-Locarno. 2010. Fragmentación de ecosistemas montanos e impactos estructurales y poblacionales sobre la comunidad de escarabajos coprófagos (Col.: Scarabaeinae) en el alto río Cauca, Popayán, Colombia. *Boletín Científico Centro de Museos Museo de Historia Natural* 14: 43-55.
- Cortés-Gómez A. M., F. Castro y J. N. Urbina-Cardona. 2013. Small changes in vegetation structure create great changes in amphibian ensembles in the Colombian Pacific rainforest. *Tropical Conservation Science* 6(6): 749-769.
- Cortés-Gómez A. M., M. P. Ramírez-Pinilla y J. N. Urbina-Cardona. En prensa. Protocolo de medición de rasgos funcionales en anfibios. Salgado-Negret B. (ed.) *Diversidad Funcional - Instituto Alexander von Humboldt*. Bogotá D.C.
- Condit R., S. P. Hubbell y R. B. Foster. 1995. Mortality rates of 205 neotropical tree and shrub species and the impact of a severe drought. *Ecological Monographs*, 65 (4), 419-439.
- Conteras F. 1998. ¿Cómo determinar la tasa de crecimiento de los árboles? *Bolfor - Notas Técnicas*, 2, 1-2.
- Contraloría General de la República. 2012. Estado de los recursos naturales y el ambiente. Contraloría General de la República, República de Colombia, Bogotá D.C., Colombia. <http://www.andi.com.co/Archivos/file/Vicepresidencia%20Desarrollo%20Sostenible/INFORMECONTRALORIA2012.pdf>
- Couto A. y E. A. Valverde. 2007. Doenças na cultura do eucalipto. Universidade Federal de Viçosa. Viçosa.
- Crawford P. y P. Bryce. 2003. Project monitoring and evaluation: a method for enhancing the efficiency and effectiveness of aid project implementation. *International Journal of Project Management* 21: 363-373.
- Craig M., G. Hardy, J. Fontaine, M. Garkakalis, A. Grigg, C. Grant, P. Flemming y R. Hobbs. 2012. Identifying unidirectional and dynamic habitat filters to faunal recolonisation in restored mine-pits. *Journal of Applied Ecology* 49: 919-928.
- Crooks K.R. y M. Sanjayan. 2006. *Connectivity Conservation*. Conservation Biology Book Series, Cambridge University Press. Cambridge.
- Croak B., D. Pike, J. Webb y R. Shine. 2010. Using Artificial Rocks to Restore Nonrenewable Shelter Sites in Human-Degraded Systems: Colonization by Fauna. *Restoration Ecology* 18 (4): 428-438.
- Crump M. L. y N. Y. Scott. 1994. *Visual encounter surveys en Heyer W., M. A. Donnelley, R. A. McDiarmid, L. C. Hayek, M. C. Foster (eds.). Measuring and Monitoring Biological Diversity: standard methods for Amphibians*. Smithsonian Institution. USA.
- Cultid C. 2007. Ritmos de actividad diaria de vuelo en una comunidad de coleópteros coprófagos (Scarabaeidae:

- Scarabaeinae) de un paisaje andino, Risaralda, Colombia. Trabajo de Pregrado. Universidad del Valle. Facultad de Ciencias. Programa de Biología. Cali.
- Cultid C. A., C. A. Medina, B. Martínez, A. F. Escobar, L. M. Constantino y N. Betancur. 2012. Escarabajos coprófagos (Scarabaeinae) del Eje Cafetero: guía para el estudio ecológico. WCS - Colombia, CENICAFÉ y la Federación Nacional de Cafeteros. Villa María.
- Cuezzo F. 2003. Subfamilia Dolichoderinae en Fernández F.(ed.). 2003. Introducción a las Hormigas de la región Neotropical. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá D.C.
- Cuezzo F., y R. Guerrero. 2012. The ant genus *Dorymyrmex* Mayr (Hymenoptera: Formicidae: Dolichoderinae) in Colombia. *Psyche*, 2012:1-24. Article ID 516058. doi:10.1155/2012/516058 (Available from: <http://www.hindawi.com/journals/psyche/2012/516058/>).
- Curiel-Yuste J., J. Barba, A. J. Fernandez-Gonzalez, M. Fernandez-Lopez, S. Mattana, J. Martinez-Vilalta, P. Nolis y F. Lloret. 2012. Changes in soil bacterial community triggered by drought-induced gap succession preceded changes in soil C stocks and quality. *Ecology and Evolution* 12: 3016-3031.
- Danielsen F. *et al.* 2007. Increasing conservation management action by involving local people in natural resource monitoring. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 36 (7): 566-570.
- Dale V. H. y S. C. Beyeler 2001. Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators* 1: 3-10.
- Dauber J. y V. Wolters. 2004. Edge effects on ant community structure and species richness in an agricultural landscape. *Biodiversity and Conservation* 13: 901-915.
- Davis L. S., N. Johnson, P. Bettinger y T. Howard. 2001. Forest management to sustain ecological, economic, and social values, 4th editions. New York: McGraw Hill.
- De Bello F., S. De Lavelle, S. Díaz, R. Harrington, R. Bardgett, M. Berg, P. Cipriotti, H. Cornelissen, C. Feld, D. Hering, M. Silva, S. Potts, L. Sandin, J. P. Sousa y J. Storkey. 2008. Functional traits underlie the delivery of ecosystem services across different trophic levels. *The Rubicodex Project* 1-21.
- De Groot R. S., M.A. Wilson, y R. M. J. Boumans. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41 (3): 393-408.
- Delabie, J. H. C. 1988. Ocorrência de *Wasmannia auropunctata* (Roger, 1863) (Hymenoptera, Formicidae, Myrmicinae) em cacauais na Bahia, Brasil. *Revista Theobroma* 18 (1): 29-37.
- Delgado P., A. Lopera, y J. O. Rangel-Ch. 2012. Variación espacial del ensamblaje de escarabajos coprófagos (Sacarabaeidae: Scarabaeinae) en remanentes de boque seco en Chimichagua (Cesar, Colombia) en Rangel-Ch. J.O. (ed.). Colombia diversidad biótica XII la región caribe de Colombia. Universidad Nacional de Colombia-Instituto de Ciencias Naturales. Bogotá D.C.
- Devictor V., R. Julliard, D. Couvet, A. Lee, y F. Jiguet. 2007. Functional Homogenization Effect of Urbanization on Bird Communities. *Conservation Biology* 21 (3): 741-751.
- Devictor V., R. Julliard, J. Clavel, F. Jiguet, A. Lee, y D. Couvet. 2008. Functional biotic homogenization of bird communities in disturbed landscapes. *Global Ecology and Biogeography* 17: 252-261.
- Díaz-Martín R. M. 2007. El monitoreo en la restauración ecológica en Vargas O. (ed.). 2007. Guía Metodológica para la Restauración Ecológica del Bosque Altoandino. Grupo de Restauración Ecológica. Departamento de Biología-Facultad de Ciencias, Universidad Nacional de Colombia. Bogotá D.C.
- Díaz S. y M. Cabido. 2001. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution* 16: 646-655.
- Díaz-Pulido A. y E. Payán. 2012. Manual de fototrampeo: una herramienta de investigación para la conservación de la biodiversidad en Colombia. Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt y Panthera Colombia. Bogotá D.C.
- Díaz S., J. Fargione, F. S. Chapin, y D. Tilman. 2006. Biodiversity loss threatens human well-being. *PLoS biology* 4 (8): 1300-1305.
- Dixon A. D., W. R. Cox, III E.M. Everham y D. W. Ceilley. 2011. Anurans as Biological Indicators of Restoration Success in the Greater Everglades Ecosystem. *Southeastern Naturalist* 10 (4): 629-646
- DNP (Departamento Nacional de Planeación). 2010. Plan Nacional de Desarrollo 2010-2014, Prosperidad para

- Todos. <http://www.dnp.gov.co/PND/PND20102014.aspx>
- Doan T. 2003. Which methods are most effective for surveying rain forest herpetofauna? *Journal of Herpetology* 37: 71-81.
- Domínguez Y. 2008. Comunidades de hormigas y movimiento de semillas en cinco estados de rehabilitación ecológica en el complejo carbonífero del Cerrejón, Guajira, Colombia. Tesis de postgrado de Ciencias- Biología. Cali-Colombia. Universidad del Valle, Facultad de Ciencias Naturales y Exactas, Departamento de Biología. Cali.
- Dominguez-Haydar Y., y I. Armbrrecht. 2011. Response of Ants and Their Seed Removal in Rehabilitation Areas and Forests at El Cerrejón Coal Mine in Colombia. *Restoration Ecology* 19: 178-184.
- Doran J. W. y T. B. Parkin. 1994. Defining and assessing soil quality. Páginas 3-21 en Doran J. W., D. C. Coleman, D. F. Bezdicek, y B. A. Stewart (eds). *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*. Soil Science Society of America. Wisconsin.
- Doran J. W., y M. R. Zeiss. 2000. Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. *Applied Soil Ecology* 15: 3-11.
- Doran J. W. 2002. Soil health and global sustainability: translating science into practice. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 88: 119-127.
- Doren R. F., J. C. Trexler, A. D. Gottlieb y M. C. Harwell. 2009. Ecological indicators for system-wide assessment of the greater everglades ecosystem restoration program. *Ecological Indicators* 9: 2-16.
- Duarte de Moraes L. F., C. E. F. Carneiro y A. A. Franco 2010. Forest Restoration: From the diagnostic of degradation to the selection of ecological indicators to the monitoring of activities. *Oecologia Australis*. 14 (2): 437-451.
- Dufor S. y H. Piégay. 2009. From the myth of a lost Paradise to targeted river restoration: forget natural references and focus on human benefits. *River. Res. Applic.* 25: 568-581.
- Echeverría C., P. Gatica y R. Fuentes. 2013. Habitat edge contrast as an indicator to prioritize sites for ecological restoration at the landscape scale. *Natureza y Conservação* 11: 170-175
- Echeverría C., C. Smith-Ramírez, J. Aronson y J. I. Barrera Cataño. 2015. Good news from Latin America. National and an international restoration networks are moving ahead. *Restoration Ecology* 23: 1-3
- Edgar P., J. Foster y J. Baker. 2010. *Reptile Habitat Management Handbook*. Amphibian and Reptile Conservation, Bournemouth.
- Egan A. y V. Estrada. 2013. Socioeconomic indicators for forest restoration projects. *Ecological Restoration*. 31 (3): 302-316.
- Ehrenfeld J. G. 2003. *Effects of Exotic Plant Invasions on Soil Nutrient Cycling Processes* - Springer. Ecosystems.
- Ernst R., K. E. Linsenmair y M. O. Rödel. 2006. Diversity erosion beyond the species level: Dramatic loss of functional diversity after selective logging in two tropical amphibian communities. *Biological Conservation* 133 (2): 143-155.
- Erskine P. D. 2002. Land clearing and forest rehabilitation in the Wet Tropics of north Queensland, Australia. *Ecological Management & Restoration* 3: 135-137.
- Escobar E., I. Armbrrecht y Z. Calle. 2007. Transporte de semillas por hormigas en Bosques y Agroecosistemas ganaderos de los Andes Colombianos. *Agroecología* (2): 65-74.
- Escobar F., y P. Chacón. 2000. Distribución espacial y temporal en un gradiente de sucesión de la fauna de escarabajos coprófagos (Scarabaeinae, Aphodiinae) en un bosque tropical montano, Nariño-Colombia. *Revista de Biología Tropical* 48: 961-975.
- Escobar F. 2000. Diversidad y distribución de los escarabajos del estiércol (Coleoptera: Scarabaeinae) de Colombia en Martín-Piera F., J. J. Morrone y A. Melic (eds). *Hacia un proyecto CYTED para el inventario y estimación de la diversidad entomológica de Iberoamérica PRIBES 2000*. Monografías Tercer Milenio, Vol. 1. Sociedad Entomológica Aragonesa, CYTED, Instituto Humboldt. Bogotá D.C.
- Escobar F., G. Halffter y L. Arellano. 2007. From forest to pasture: an evaluation of the influence of environment and biogeography on the structure of dung beetle (Scarabaeinae) assemblages along three altitudinal gradients in the neotropical region. *Ecography* 30: 193-208.
- Escobar F., G. Halffter, A. Solís, V. Halffter y D. Navarete. 2008. Temporal shifts in dung beetle community structure within a protected area of tropical wet forest: a 35-year

- study and its implications for long term conservation. *Journal of Applied Ecology* 45: 1534-1592.
- Escobar S. 2011. Dispersión de semillas por hormigas y la recuperación ecológica de potreros andinos degradados. Trabajo de investigación de Maestría. 89. Universidad del Valle, Departamento de Biología, Cali.
- Escobar S., I. Armbrecht, S. Duque, A. Hurtado y N. Henao. 2012. Removal of non-myrmecochorus seeds by ants: role of ants in cattle grasslands. *Psyche*. doi: 10.1155/2012/951029.
- Estrada C. y F. Fernández. 1999. Diversidad de hormigas Hymenoptera: Formicidae en un gradiente sucesional del bosque nublado Nariño, Colombia. *Rev. biol. Trop.* 47: 1-2.
- Estrada A. 2006. Human and Non-human Primate Co-existence in the Neotropics: a preliminary view of some agricultural practices as a complement for Primate conservation. *Ecological and Environmental Anthropology* 2: 17-29.
- Evans K. y M. R. Guariguata. 2008. Monitoreo participativo para el manejo forestal en el trópico: una revisión de herramientas, conceptos y lecciones aprendidas. Centro para la Investigación Forestal (CIFOR). Bogor.
- Ettema C. H., y D. A. Wardle. 2002. Spatial soil ecology. *Trends in Ecology y Evolution* 17: 177-183.
- Etter A., C. McAlpine y H. Possingham. 2008. A historical analysis of the spatial and temporal drivers of landscape change in Colombia since 1500. *Annals of the American Association of Geographers* 98(1): 2-23.
- Fauth J. E. 1996. Simplifying the jargon of community ecology: a conceptual approach. *The American Naturalist* 147 (2): 282-286.
- Feer F., y S. Pincebourde. 2005. Diel flight activity and ecological segregation within an assemblage of tropical forest dung and carrion beetles. *Journal of Tropical Ecology* 21: 2-30.
- Feinsinger P. 2001. *Designing Field Studies for Biodiversity Conservation*. Island Press. Washington D.C.
- Fernández F. 2003. Capítulo 5. Breve introducción a la biología social de las Hormigas: breve repaso a propuestas en Fernández F. (ed.). 2003. *Introducción a las Hormigas de la Región Neotropical*. Bogotá D.C. Instituto Humboldt, 2003. 29-40.
- Fernández F. y E. E. Palacio. 2003. Capítulo 1 Sistemática y Filogenia de las Hormigas: breve repaso a propuestas en Fernández F. (ed.). *Introducción a las Hormigas de la Región Neotropical*. Instituto Humboldt. Bogotá D.C.
- Fernández F. y T. M. Arias-Penna. 2008. Capítulo 1: Hormigas Cazadoras en la región Neotropical. en: Jiménez E., F. Fernández, T. M. Arias, y F. H. Lozano-Zambrano (eds.). *Sistemática, biogeografía y conservación de las hormigas cazadoras de Colombia*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá D.C.
- Ferner J. W. 1979. A review of marking techniques for amphibians and reptiles. *Society for the Study of Amphibians and Reptiles. Herpetological Circular* 9:1-41.
- Ferraro P. J. y S. K. Pattanayak. 2006. Money for nothing? A call for empirical evaluation of biodiversity conservation investments. *PLoS biology* 4:e105.
- Fisher J y D. B. Lindenmayer. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography* 16: 265-280.
- Fink R. D., C. A. Lindell, E. B. Morrison, R. A. Zahawi y K. D. Holl. 2009. Patch size and tree species influence the number and duration of bird visits in forest restoration plots in southern Costa Rica. *Restoration Ecology* 17 (4): 479-486.
- Fontalvo-Rodríguez L. y Y. Domínguez-Haydar. 2009. *Ectatomma ruidum* (Roger) como indicadora de diversidad de hormigas cazadoras (Hymenoptera: Formicidae) y relación con estructura vegetal en parches de bosque seco del caribe colombiano. *Revista intropica*. 4: 29-39.
- Forman R. T. T. 1995. *Land Mosaics: The ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press. Cambridge.
- Frost D. R. 2014. *Amphibian Species of the World: an Online Reference*. Version 6.0. American Museum of Natural History, New York, USA. Electronic Database accessible at <http://research.amnh.org/herpetology/amphibia/index.html>.
- Galindo-González J. 1998. Dispersión de semillas por murciélagos: su importancia en la conservación y regeneración del bosque tropical. *Acta Zoológica Mexicana* 73: 57-74.
- Galindo-González J., S. Guevara y V. Sosa. 2000. Bat- and bird-generated seed rains at isolated trees in pastures

- in a tropical rainforest. *Conservation Biology* 14: 1693-1702.
- Galindo-Urbe D. y J. M. Hoyos-Hoyos. 2007. Relaciones Planta-Herpetofauna: Nuevas Perspectivas para la Investigación en Colombia. *Universitas Scientiarum* 12: 9-34.
- Gallego M. C. 2005. Intensidad de manejo del agroecosistema de café (*Coffea arábica* L.) (Monocultivo y Policultivo) y riqueza de especies de hormigas generalistas. *Boletín del Museo de Entomología de la Universidad del Valle* 6 (2): 16-29.
- Gama V. F., A. C. Martensen, F. J. Ponzoni, M. M. Hirota y M. C. Ribeiro. 2013. Site Selection for Restoration Planning: A Protocol with landscape and legislation based alternatives. *Natureza y Conservação* 11: 158-169.
- García Y., W. Ramírez y S. Sánchez. 2012. Indicadores de la calidad de los suelos: una nueva manera de evaluar este recurso. *Pastos y Forrajes* 35: 125-138.
- García-Cárdenas R., G. Zabala y J. E. Botero. 2008. Capítulo 12: Hormigas cazadoras (Formicidae: grupos Poneroides y Ectatomminoide) en Paisajes cafeteros de Colombia en Jiménez E., F. Fernández, T. M. Arias, y F. H. Lozano (eds.). *Sistemática, biogeografía y conservación de las hormigas cazadoras de Colombia*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá D.C.
- García H., P. Isaacs, R. González, A. Ariza, C. Pizano, C. Castellanos y A. Idárraga. 2014. Fortalecimiento al conocimiento, conservación y uso sostenible de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos del bosque seco tropical en la jurisdicción de Corantioquia. Informe técnico. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá D.C.
- Gardner T. A., J. Barlow y C. A. Peres. 2007. Paradox, presumption and pitfalls in conservation biology: The importance of habitat change for amphibians and reptiles. *Biological Conservation* 138: 166-179.
- Gardner T. A., M. I. M. Hernández, J. Barlow, y C. A. Peres. 2008. Understanding the biodiversity consequences of habitat change: the value of secondary and plantation forests for neotropical dung beetles. *Journal Applied Ecology* 45 (3): 883-893.
- Gascon C., T. E. Lovejoy, R. O. Bierregaard, J. R. Malcolm, P. C. Stouffer, H. Vasconcelos, W. F. Laurance, B. Zimmerman, M. Tocher y S. Borges. 1999. Matrix habitat and species persistence in tropical forest remnants. *Biological Conservation* 91: 223-229.
- Gentry A. H. y L. H. Emmons. 1987. Geographical variation in fertility, Phenology and composition on the understory of Neotropical Forest. *Biotropica* 19 (3): 216-227.
- Gentry A. H. 1988. Changes in plants community diversity and floristic composition on environmental and geographical gradients. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 75 (1): 1-34.
- Gibbons J. W., D. E. Scott, T. J. Ryan, K. A. Buhlmann, T. D. Tuberville, B. S. Metts, J. L. Greene, T. Mills, Y. Leiden, S. Poppy y C. T. Winne. 2000. The global decline of reptiles, deja-vu amphibians. *Bioscience* 50: 653-667.
- Giraldo, J. A., Z. Calle, E. Murgueitio, S. M. Giraldo. 2014. Investigación participativa en comunidades campesinas: reconversión agropecuaria y restauración ecológica. *Revista LEISA* 30 (1): 9-11. Disponible en <http://www.agriculturesnetwork.org/magazines/latin-america/biodiversidad/reconversion-agropecuaria-restauracion-ecologica>
- GISD-Global Invasive Species Database. 2014. *Wasmannia auropunctata*. Available from: <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=19yfr=1ysts=sss> [Accessed 15th May 2014].
- GISD-Global Invasive Species Database. 2010. *Solenopsis geminata*. Disponible en: <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=169yfr=1ysts=ssylang=EN> [Acceso: 20 de mayo de 2014].
- Gisladottir G. y M. Stocking. 2005. Land degradation control and its global environmental benefits. *Land Degradation and Development* 16: 99-112.
- Glanz J. T. 1995. *Saving Our Soils: Solutions for Sustaining Earth's Vital Resource*. Johnson Books. Boulder.
- Gómez-Aparicio L. y C. D. Canham. 2008. Neighbourhood analyses of the allelopathic effects of the invasive tree *Ailanthus altissima* in temperate forests. *Journal of Ecology* 96: 447-458.
- Gómez M. J. 2007. Relación entre la diversidad de Herpetofauna en sistemas silvopastoriles, la calidad del agua y el bienestar de los productores en el municipio de Matiguás (Matagalpa, Nicaragua). Tesis de posgrado. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. Costa Rica.
- Gómez-Posada C., y G. Kattan. 2008. Capítulo 1. Conceptos

- básicos. 19-31 en Kattan G. y L. G. Naranjo (eds). 2008. Regiones Biodiversas, Herramientas para la planificación de sistemas regionales de áreas protegidas. WWF Colombia. Cali.
- González E., L. Rochefort, S. Boudreau, S. Hugron y M. Poulin. 2013. Can indicator species predict restoration outcomes early in the monitoring process? a case study with peatlands. *Ecological Indicators* 32: 232-238.
- Goosem M., E. K. Harding, G. Chester, N. Tucker, C. Harriss y K. Oakley. 2010. Roads in Rainforest: Best Practice Guidelines for Planning, Design and Management. Guidelines prepared for the Queensland Department of Transport and Main Roads and the Australian Government's Marine and Tropical Sciences Research Facility. Published by the Reef and Rainforest Research Centre Limited. Cairns.
- Gotelli N. J. 2009. *Ecologia*. Quarta Edição. Editora PLANTA. Brasil.
- Gotelli N., y R. K. Colwell. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* 4: 379-391.
- Granados M. B. 2000. Comunidades de hormigas en áreas de diferente edad de rehabilitación en el complejo carbonífero del Cerrejón Zona norte (Guajira-Colombia) Trabajo de grado. Universidad Javeriana. Facultad de ciencias, Carrera de biología. Bogotá D.C.
- Gray D. H. y R. B. Sotir. 1996. Biotechnical and soil bioengineering slope stabilization. John Wiley y Sons. 378.
- Gregorich E. G., M. R. Carter, D. A. Anders, C. M. Monreal, y B. H. Ellert. 1994. Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils. *Canadian Journal of Soil Science* 74: 367-385.
- Griffiths C., C. Jones, D. Hansen, M. Puttoo, R. Tatayah, C. Muller y S. Harris. 2010. The Use of Extant Non-Indigenous Tortoises as a Restoration Tool to Replace Extinct Ecosystem Engineers. *Restoration Ecology* 18(1): 1-7.
- Griffiths C., N. Zuel, C. Jones, A. Ahamud y S. Harris. 2013. Assessing the Potential to Restore Historic Grazing Ecosystems with Tortoise Ecological Replacements. *Conservation Biology* 27 (4): 690-700.
- Gros R., L. Jocteur Monrozier y P. Faivre. 2006. Does disturbance and restoration of alpine grassland soils affect the genetic structure and diversity of bacterial and N 2-fixing populations? *Environmental Microbiology* 8: 1889-1901.
- GREUNAL (Grupo De Restauración Ecológica). 2010. Guías técnicas para la restauración ecológica de ecosistemas. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial (MAVDT) y la Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales (ACCEFYN). Departamento de biología, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional de Colombia. Bogotá D.C
- Goldsmith F. B., C. M. Harrison y A. J. Morton. 1986. Description and analysis of vegetation. Páginas 437-523 en. Moore P.D y S.B. Chapman (eds.). *Methods in plant ecology*. Blackwell Scientific Publications. New York.
- Gonçalves D. M. y E. Eduardo. 2013. Monitoramento: uma proposta integrada para avaliação do sucesso em projetos de restauração ecológica em áreas florestais brasileiras. *Revista Caititu*. 1: 73-88.
- Gustafson E. J. 1998. Quantifying Landscape Spatial Pattern: What Is the State of the Art? *Ecosystems* 1: 143-156.
- Haines-Young R., M. Potschin. 2013. Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4, August-December 2012. European Environment Agency Framework Contract No EEZ/IEA/09/003. 34 pp. Download: www.cices.eu/www.nottingham.ac.uk/cem.
- Halffter G. y W. Edmonds. 1982. The nesting behaviour of dung beetles (Scarabaeinae): An ecological and evolutive approach. Instituto de Ecología. Xalapa.
- Halffter G., y M. Favila. 1993. The Scarabaeinae (Insecta: Coleoptera) an animal group for analyzing, inventorying and monitoring biodiversity in tropical rainforest and modified landscape. *Biology International* 27: 15-21.
- Harris J. A., R. J. Hobbs, E. Higgs y J. Aronson. 2006. *Ecological Restoration and Global Climate Change*. *Restoration Ecology* 14 (2): 170-176.
- Hansen M. J. y D. J. Gibson. 2014. Use of multiple criteria in an ecological assessment of a prairie restoration chronosequence. *Applied Vegetation Science* 17: 63-73.
- Haston E., J. E. Richardson, P. E. Stevens, M. W. Chase y D. J. Harris. 2009. The Linear Angiosperm Phylogeny

- Group (LAPG) III: a linear sequence of the families in APG (III). *Botanical Journal of the Linnean Society* 161, 128-131.
- Harris J. A. 2003. Measurements of the soil microbial community for estimating the success of restoration. *European Journal of Soil Science* 54: 801-808.
- Hellawell J. M. 1991. Development of a rationale for monitoring. en Goldsmith F. B. (ed.). *Monitoring for conservation and ecology*. Chapman and Hall. London.
- Heink U. y I. Kowarik. 2009. What are indicators? On the definition of indicators in ecology and environmental planning. *Ecological Indicators*. 10: 584-593.
- Henaó-Gallego N., S. Escobar-Ramírez, Z. Calle, J. Montoya-Lerma y I. Armbrrecht. 2012. An artificial aril designed to induce seed hauling by ants for ecological rehabilitation purposes. *Restoration Ecology* 20 (5): 555-560.
- Hernández-Ordóñez O., J. N. Urbina-Cardona y M. Martínez-Ramos. en prensa. Recovery of amphibian and reptile assemblages over secondary forest succession in a tropical rainforest region. *Biotropica*.
- Herrera-Rangel J., E., Jiménez-Carmona y I. Armbrrecht. 2012. Diversity of hunting ants in sub-andean rural landscape of Quindío-Colombia. IUFRO Landscape ecology conference, Sustaining humans and forest in changing landscape. 5-12 noviembre 2012. Concepción.
- Herrera-Rangel J. 2012. Respuesta ecológica de hormigas cazadoras en un bosque subandino bajo un contexto de restauración, Filandia-Quindío. Trabajo de investigación de Maestría. Universidad del Valle. Cali.
- Herrera-Rangel, J. Jiménez-Carmona, E., y I., Armbrrecht. Monitoring the diversity of hunting ants (Hymenoptera: Formicidae) on a fragmented and restored Andean Landscape. (sometido a *Environmental Entomology* en mayo de 2014).
- Herrick J. E., G. E. Schuman y A. Rango. 2006. Monitoring ecological processes for restoration projects. *Journal of Nature Conservation* 14: 161-171.
- Heyer W. R., M. A. Donnelley, R. A. McDiarmid, L. C. Hayek y M. C. Foster (eds.). 1994. *Measuring and Monitoring Biological Diversity: standard methods for Amphibians*. Smithsonian Institute.
- Hiers J. K., R. J. Mitchell, A. Barnett, J. R. Walters, M. Mack, B. Williams y R. Sutter. 2012. The dynamic reference concept: measuring restoration success in a rapidly changing no-analogue future. *Ecological Restoration*. 30 (1): 27-36.
- Hilje B. y T. M. Aide. 2012. Recovery of amphibian species richness and composition in a chronosequence of secondary forests, northeastern Costa Rica. *Biological Conservation* 146: 170-176.
- Hilty S. L. y W. L. Brown. 1986. *A Guide to the Birds of Colombia*. Princeton University press. New Jersey.
- Hobbs R. J. 2003. Ecological management and restoration: assessment, setting goals and measuring success. *Ecol. Manag. Rest.* 4 : 52-53.
- Hobbs R. J. 2007. Setting Effective and Realistic Restoration Goals: Key Directions for research. *Restoration Ecology*. 15 (2): 354-357.
- Hobbs, R. J. y D. A. Norton. 1996. Towards a conceptual framework for restoration ecology. *Restoration Ecology* 4: 93-110.
- Hof C., M. B. Araújo, W. Jetz y C. Rahbek. 2011. Additive threats from pathogens, climate and land-use change for global amphibian diversity. *Nature* 480: 516-519.
- Holl K. D. 2002. Tropical moist forest restoration en Perrow M. R. y A. J. Davy (eds.). *Handbook of ecological restoration*. Cambridge
- Holl K. D. y T. M. Aide. 2011. When and where to actively restore ecosystems?. *Forest Ecology and Management* 261: 1558-1563.
- Holl, K. D. y R. B. Howarth. 2000. Paying for Restoration. *Restoration Ecology*. 8 (3): 260-267.
- Holl K. y J. Cairns. 2002. Monitoring and appraisal. Pp 411-432 en Perrow M. R y A. J Davy (Eds.). *Handbook Of Ecological Restoration*. Cambridge University Press. Cambridge.
- Hölldobler B. y E. O. Wilson. 1990. *The ants*. Harvard University Press. Massachusetts.
- Holmes T. P., J. C. Bergstrom, E. Huszar, S. B. Kask y F. III Orr. 2004. Contingent valuation, net marginal benefits, and the scale of riparian ecosystem restoration. *Ecological Economics* 49: 19-30.
- Holway D.A., L. Lach, A. Suarez, N. D. Tsutsui y T. J. Case. 2002. The causes and consequences of ant invasions. *Annual Review of Ecology and Systematics* 33: 181-233.
- Hooper D. U., F. S. Chapin, J. J. Ewel, A. Hector, P. Inchausti,

- S. Lavorel, J. H. Lawton, D. Lodge, M. Loreau, S. Naeem, B. Schmid, H. Setälä y A. J. Symstad. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: A consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* 75: 3-35.
- Horgan F. 2005. Effects of deforestation on diversity, biomass and function of dung beetles on the eastern slopes of the Peruvian Andes. *Forest Ecology and Management* 216: 117-133.
- Howden H. F. y V. G. Nealis. 1975. Effects of clearing in a tropical rain forest on the composition of the coprophagous scarab beetle fauna (Coleoptera). *Biotropica* 7 (2): 77-83.
- Howe H. F. y J. Smallwood. 1982. Ecology of seed dispersal. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 13: 201-228.
- Hunter E. y J. Gibbs. 2013. Densities of Ecological Replacement Herbivores Required to Restore Plant Communities: A Case Study of Giant Tortoises on Pinta Island, Galápagos. *Restoration Ecology* 22 (2): 248-256.
- Hyatt L.A., M. S. Rosenberg, T. G. Howard, G. Bole, W. Fang, J. Anastasia, K. Brown, R. Grella, K. Hinman, J. P. Kurdziel y J. Gurevitch. 2003. The distance dependence prediction of the Janzen-Connell hypothesis: A metaanalysis. *Oikos* 103 (3): 590-602.
- ICMM. 2006. Good Practice Guidance for Mining and Biodiversity. International Council on Mining and Metals. United Kingdom.
- IGAC. 1998. Principios básicos de cartografía temática. Instituto Geográfico Agustín Codazzi. Bogotá D.C.
- IGAC. 2005. Interpretación Visual de Imágenes de sensores remotos y su aplicación en Melo-Wilches L. H y M. A. Camacho Chávez. Levantamientos de cobertura y uso de la tierra. Instituto Geográfico Agustín Codazzi. Bogotá D.C.
- Igley R. B., S. Damarais, T. B. Wigley, D. A. Miller. 2012. Bird community dynamics and vegetation relationships among stand establishment practices in intensively managed pine stands. *Forest Ecology and Management* 283: 1-9.
- Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. 2013. Deliverable 3(b)(i): Thematic assessment on land degradation and restoration. <http://ipbes.net/work-programme/objective-3/45-work-programme/459-deliverable-3bi.html>
- Ambiente. 2007. Guía de Manejo Ambiental de Proyectos de Infraestructura - SUBSECTOR VIAL. 232.
- Isaacs P. J. y H. M. Ramírez. 2012. Análisis de la deforestación con base en imágenes satelitales, composición y configuración del paisaje en la cuenca alta y medio del río Cravo Sur. *Revista Análisis Geográficos - IGAC*. <http://www.cce.gov.co/web/guest/edicion49>.
- Isaacs P. J. 2013. Priorización de áreas de restauración para los páramos de Colombia. Informe Técnico. Instituto de investigación en recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá D.C.
- Isaacs P. J. 2014. Análisis espacial de los páramos a escala 1:100.000. en Cabrera M. y W. Ramírez (eds.). *Restauración Ecológica De Páramos*. Instituto de Investigación en Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá D.C.
- Isaacs P. 2014. Composición y configuración de los páramos de Colombia en Cabrera M. y W. Ramírez (eds.). *Restauración ecológica de los páramos de Colombia: transformación y herramientas para su conservación*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá D.C.
- Isaacs P. J. y V. Jaimes. 2014. Análisis multitemporal de las coberturas del Distrito Capital años 1990-2012. Jardín Botánico de Bogotá. José Celestino Mutis. En prensa.
- IUCN (International Union for Conservation of Nature). 2013. Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations. Version 1.0. Gland, Switzerland: IUCN Species Survival Commission, viii + 57 pp. <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/2013-009.pdf>
- IUCN (International Union for Conservation of Nature). 2014. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.2. <<http://www.iucnredlist.org>>.
- IUCN (International Union for Conservation of Nature). 2014. Bonn Challenge and landscape restoration. https://www.iucn.org/about/work/programmes/forest/fp_our_work/fp_our_work_thematic/fp_our_work_flr/more_on_flr/bonn_challenge/
- Ivits E., B. Koch, T. Blaschke y L. Waser. 2002. Landscape connectivity studies on segmentation based classification and manual interpretation of remote sensing data. eCognition User Meeting, October 2002. Munchen. Disponible en red en: http://www.definiens.com/binary_secure/570_ivits_full.pdf

- Jandova K., T. Klinerova, J. Muellerova, P. Pysek, J. Pergl, T. Cajthaml y P. Dostal. 2014. Long-term impact of *Heracleum mantegazzianum* invasion on soil chemical and biological characteristics. *Soil Biology and Biochemistry* 68: 270-278.
- Janzen D.H. 2002. Tropical dry forest: Area de Conservación Guanacaste, northwestern Costa Rica. In *Handbook of Ecological Restoration, Volume 2, Restoration Practice* en Perrow M. R. y A.J. Davy. Cambridge University Press. Cambridge.
- Jiménez E. y F. H. Lozano-Zambrano. 2005. Diversidad alfa, beta y gama de las hormigas del suelo en paisajes ganaderos de los Andes centrales de Colombia. Simposio de Hormigas en Paisajes rurales y Agroecosistemas. Memorias del V Coloquio de Insectos sociales - Sección Bolivariana. Septiembre 7, 8 y 9 de 2005. Universidad del Valle, Facultad de Ciencias. Cali.
- Jiménez E., F.H. Lozano-Zambrano y G. Álvarez-Saa. 2008a. Capítulo 11: Diversidad alfa (α) y beta (β) de hormigas cazadoras en tres paisajes ganaderos de los andes centrales de Colombia en: Jiménez E., F. Fernández, T.M. Arias y F.H. Lozano-Zambrano (eds.). *Sistemática, biogeografía y conservación de las hormigas cazadoras de Colombia*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá D.C.
- Jiménez E., F. Fernández, T. M. Arias, y F. H. Lozano-Zambrano (eds.). 2008 b. *Sistemática, biogeografía y conservación de las hormigas cazadoras de Colombia*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá D.C.
- Jiménez-Carmona E., J. Herrera-Rangel, L. M. Renjifo y I. Armbrrecht. (en prep. a). Restoration of riparian corridors: eight years monitoring the diversity of soil ants in a colombian andean rural landscape (some time a *Restoration Ecology*-Octubre 2014).
- Jiménez-Carmona E., J. Herrera-Rangel, L. Arcila-Cardona, y I. Armbrrecht, (en prep. b). *Gnamptogenys bisulca* (Hymenoptera: Formicidae): hormiga cazadora con potencial como indicadora de restauración ecológica en un bosque Andino.
- Jonasson S., A. Michelsen y I. K. Schmidt. 1999. Coupling of nutrient cycling and carbon dynamics in the Arctic, integration of soil microbial and plant processes. *Applied Soil Ecology* 11: 135-146.
- Jones P. D., S. Demarais y A. W. Ezell. 2012. Successional trajectory of loblolly pine (*Pinus taeda*) plantations established using intensive management in Southern Mississippi, USA. *Forest Ecology and Management* 265: 116-123.
- Jost L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos*. 113: 363-375.
- Jost L. 2007. Partitioning diversity into independent alpha and beta components. *Ecology* 88: 2427-2439.
- Kancowski J., T. Reis, C. Catterall y S. Piper. 2006. Factors Affecting the Use of Reforested Sites by Reptiles in Cleared Rainforest Landscapes in Tropical and Subtropical Australia. *Restoration Ecology* 14 (1): 67-76.
- Karant K. U. y N. S. Kumar. 2002. Field Survey: Assessing Relative Abundances of Tigers and Prey en. Karant K. U y J. D. Nichols (eds.). *Monitoring tigers and their prey*. Centre for Wildlife Studies. India.
- Karant K. U. y J. D. Nichols. 1998. Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. *Ecology* 79 (8): 2852-2862.
- Karant K. U., J. D. Nichols, N. S. Kumar, W. A. Link y J. E. Hines. 2004. Tigers and their prey: Predicting carnivore densities from prey abundance. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 101 (14): 4854-4858.
- Karlen D. L., M. J. Mausbach, J. W. Doran, R. G. Cline, R. F. Harris y G. E. Schuman. 1997. Soil quality: A concept, definition, and framework for evaluation. *Soil Science Society of America Journal* 61: 4-10.
- Kassen R. 2002. The experimental evolution of specialists, generalists, and the maintenance of diversity. *Journal of Evolutionary Biology* 15: 173-190.
- Kattan G. 2001. Fragmentación: patrones y mecanismos de extinción de especies. En: *Ecología y conservación de bosques neotropicales*. Guariguata M. R. y G. H. Kattan Ed. Presentación Ernesto Medina y Cristián Samper K.
- Kattan G., L.G. Naranjo y V. Rojas. 2008. Capítulo 11. Especies focales en Kattan G. y L. G. Naranjo (eds.). *Regiones Biodiversas, Herramientas para la planificación de sistemas regionales de áreas protegidas*. WWF Colombia. Cali.
- Kim Y. O. y E. J. Lee. 2011. Comparison of phenolic compounds and the effects of invasive and native species in East Asia: support for the novel weapons hypothesis. *Ecological Research* 26: 87-94.

- Klein B. 1989. Effects of forest fragmentation on dung and carrion beetle communities in central amazonia. *Ecology* 70: 1715-1725.
- Krebs, C. J. 1989. *Ecological methodology*. Harper y Row Publishers. New York.
- Krebs, C. J. 1999. *Ecological methodology*. Menlo Park, California: Benjamin/Cummings.
- Kunz T.H., E. B. de Torrez, D. Bauer, T. Lobova, y T. H. Fleming. 2011. Ecosystem services provided by bats. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1223: 1-38.
- Lafleur, B. L., M. Hooper-Búi, E. P. Mumma, y J. P. Geaghan. 2005. Soil fertility and Plant growth in soils from pine forest and plantations: effect of invasive red imported fire ants *Solenopsis invicta* (Buren). *Pedobiologia* 49: 415-423.
- Lal R. 1997. Degradation and resilience of soils. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences* 352: 997-1008.
- Lal R. 2006. Managing soils for feeding a global population of 10 billion. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 86: 2273-2284.
- Larson W. E. y F. J. Pierce. 1994. The dynamics of soil quality as a measure of sustainable management. en Doran J. W., D. C. Coleman, D. F. Bezdicek y B. A. Stewart (eds). *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*. Soil Science Society of America. Wisconsin.
- Lattke J., F. Fernández, T. M. Arias-Penna, E. E. Palacio, W. MacKay y E. MacKay. 2008. Género *Gnamptogenys* Roger. Capítulo 3. Subfamilia *Ectatomminae* en Jiménez E., E., F. Fernández, T. M. Arias y F. H. Lozano-Zambrano (eds.). *Sistemática, biogeografía y conservación de las hormigas cazadoras de Colombia*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá D.C.
- Legg C. J. y L. Nagy. 2006. Why most conservation monitoring is, but need not be, a waste of time. *Journal of Environmental Management* 78: 194-199.
- Lee W. G., M. McGlone y E. Wright. 2005. *Biodiversity Inventory and Monitoring. A review of national and international systems and a proposed framework for future biodiversity monitoring* by Department of Conservation. Landcare Research Contract Report: LC0405/122. Landcare Research New Zealand Ltda.
- Leite M., L. R. Tambosi, I. Romitelli y J. P. Metzger. 2013. *Landscape Ecology Perspective in Restoration Projects for Biodiversity Conservation: a Review*. *Natureza y Conservação* 11(2): 108-118.
- Lemmon R. E. 1956. A spherical densitometer for estimating forest overstory density. *Forest Science* 2: 314-320.
- LERF (Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal). 2013. *Pacto pela restauração da mata Atlântica. Referencial dos conceitos e ações de restauração florestal*. São Paulo.
- Li Y. y M. A. Shao. 2006. Change of soil physical properties under long-term natural vegetation restoration in the Loess Plateau of China. *Journal of Arid Environments* 64: 77-96.
- Lindell C. A. 2008. The value of animal behavior in evaluations of restoration success. *Restoration Ecology* 16 (2): 197-203.
- Lindenmayer D. B. y J. F. Franklin. 2002. *Conserving Forest Biodiversity: A Comprehensive Multiscaled Approach*. Island Press. Washington D.C.
- Lindenmayer D. B. y G. E. Likens. 2009. Adaptive monitoring: a new paradigm for long-term research and monitoring. *Trends in Ecology and Evolution* 24 (9): 482-486.
- Lindenmayer D. B. y G. E. Likens. 2010. The science and application of ecological monitoring. *Biological Conservation* 143: 1317-1328.
- Lindenmayer, D. B., E. J. Knight, M. J. Crane, R. Montague-Drake, D. R. Michael y C. I. MacGregor. 2010. What makes an effective restoration planting for woodland birds?. *Biological Conservation* 143: 289-301.
- Lindsay E. A., y K. French. 2005. Litterfall and nitrogen cycling following invasion by *Chrysanthemoides monilifera* ssp *rotundata* in coastal Australia. *Journal of Applied Ecology* 42: 556-566.
- Lips K. R., J. K. Reaser, B. E. Young y R. Ibañez. 2001. *Monitoreo de Anfibios en América Latina: Manual de Protocolos*. Society for the Study of Amphibians and Reptiles. Series: Herpetological Circulars 30.
- Llambi L. D. y F. Cuesta. 2013. La diversidad de los páramos andinos en el espacio y en el tiempo en Cuesta F., J. Sevenik, L. D. Llambí, B. De Bièvre y J. Posner (eds). *Avances en investigación para la conservación de los páramos andinos*. CONDESAN.
- Lobova T., C. K. Geiselman y S. A. Mori. 2009. Seed dispersal

- by bats in the neotropics. The New York Botanical Garden. New York.
- Lombard N., E. Prestat, J. D. van Elsas, y P. Simonet. 2011. Soil-specific limitations for access and analysis of soil microbial communities by metagenomics. *FEMS microbiology ecology* 78: 31-49.
- Lomov B., D.A. Keith y D.F. Hochuli. 2009. Linking ecological function to species composition in ecological restoration: seed removal by ants in recreated woodland. *Austral Ecology* 34: 751-760
- Longino J.T. y F. Fernández. 2007. Taxonomic review of the genus *Wasmannia* en Snelling R., R. R., B. L. Fisher y P. S. Ward (eds.). *Advances in ant systematics (Hymenoptera:Formicidae): homage to E. O. Wilson - 50 years of contributions. Memoirs of the American Entomological Institute.*
- Lovejoy T. E., R. O. Bierregaard Jr., A. B. Rylands, J. R. Malcolm, C. E. Quintela, L. H. Harper, K. S. Brown, Jr., A. H. Powell, G. V. N. Powell, H. O. R. Schubart y M. B. Hays. 1986. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments.
- Lozano-Zambrano F. H., E. Jiménez, T. M. Arias-Penna, A. M. Arcila, J. Rodríguez, D. P. Ramírez. 2008. Capítulo 8. Biogeografía de las hormigas cazadoras en Jiménez E., F. Fernández, T. M. Arias y F. H. Lozano-Zambrano (eds.). *Sistemática, biogeografía y conservación de las hormigas cazadoras de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá D.C.*
- Lozano-Zambrano F.H., J. E. Mendoza-Sabogal, A. M. Vargas-Franco, L. M. Renjifo, E. Jiménez, P. C. Caycedo, W. Vargas, S. L. Aristizábal y D. P., Ramírez. 2009. Capítulo 3: Oportunidades de conservación en el paisaje rural (Fase I) en Lozano-Zambrano F.H. (ed.). *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.*
- Maass M., R. Díaz-Delgado, P. Balvanera, A. Castillo y A. Martínez Yrizar. 2010. Redes de Investigación Ecológica y Socio-Ecológica a Largo Plazo (LTER y LTSER) en Iberoamérica: Los casos de México y España. *Revista Chilena de Historia Natural* 83: 171-184.
- MacKay W.P. y E. MacKay. 2010. *The Systematics and Biology of the new world ants of the genus Pachycondyla (Hymenoptera: Formicidae). The Edwin Mellen Press Ltd. New York.*
- MacKay W.P., E. MacKay, F. Fernandez y T. M. Arias-Penna. 2008. Capítulo 6 subfamilia Ponerinae S.str., género: *Pachycondyla*, en Jiménez E., F. Fernández, T. M. Arias, y F. H. Lozano-Zambrano (eds). *Sistemática, biogeografía y conservación de las hormigas cazadoras de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá D.C.*
- Maeto K., y S. Sato. 2004. Impacts of forestry on ant species richness and composition in warm-temperate forests of Japan. *Forest Ecology and Management* 187: 213-223.
- Magurran A. E. 2003. *Measuring Biological Diversity.*
- Mancera J. E., E. J. Peña, R. Giraldo, A. Santos. 2003. *Introducción a la modelación ecológica. Principios y aplicaciones. Vol. Primera edición. Bogotá D.C.*
- Majer J. D. 1983. Ants: Bio-indicators of Minesite rehabilitation, land use and land conservation. *Environmental Management* 7: 375-383.
- Majer 1992. Ant recolonization of rehabilitated bauxite mines of Poços de Caldas, Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 8: 97-108.
- Majer J. D., y A. E. de Kock. 1992. Ant recolonization of sand mines near Richards Bay, South Africa: an evaluation of progress with rehabilitation. *South African Journal of Science* 88: 31-36.
- Majer J. D., B. Heterick, T. Gohr, E. Hughes, L. Mounsher, y A. Grigg. 2013. Is thirty-seven years sufficient for full return of the ant biota following restoration? *Ecological Process* 2: 1-12.
- Márquez C., Bechard M., Gast F. y Vanegas V. H. 2005. *Aves rapaces diurnas de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá D.C.*
- Márquez-Huitzil R. 2005. Fundamentos teóricos y convenciones para la restauración ecológica: aplicación de conceptos y teorías a la resolución de problemas en restauración. Páginas 159-168 en Sánchez O., R. Márquez-Huitzil, E. Vega, G. Portales, M. Valdez y D. Azuara (eds). *Temas sobre restauración ecológica. Instituto Nacional de Ecología. México D. F.*
- Martensen A. C., M. C. Ribeiro, C. Banks-Leite, P. I. Prado y J. P. Metzger. 2012. *Associations of Forest Cover, Fragment Area, and Connectivity with Neotropical Understorey*

- Bird Species Richness and Abundance. *Conservation Biology*: 26: 1100-1111.
- Martin K. y J. M. Eadie. 1999. Nest webs: a community-wide approach to the management and conservation of cavity-nesting forest birds. *Forest Ecology and Management* 115: 243-257
- Martin P.A., A. C. Newton y J. M. Bullock. 2013. Carbon pools recover more quickly than plant biodiversity in tropical secondary forests. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 280 (1773): 20132236.
- Martin S., B. Baize, M. Bonneau, R. Chaussod, J. P. Gaultier, P. Lavelle, J. P. Legros, A. Leprêtre, y T. Sterckeman. 1998. The French national soil quality observatory. Páginas 20-26 en *Proceedings of the 16th World Congress on Soil Science, Symposium 25*. Montpellier.
- Marvier M., P. Kareiva, y M. G. Neubert. 2004. Habitat destruction, fragmentation, and disturbance promote invasion by habitat generalists in a multispecies metapopulation. *Risk Analysis* 24 (4): 869-878.
- Matamala R., J. D. Jastrow, R. M. Miller, y C. T. Garten. 2008. Temporal changes in C and N stocks of restored prairie: implications for C sequestration strategies. *Ecological Applications* 18: 1470-1488.
- Matteuci S. D. y A. Colma. 1982. Metodología para el estudio de la vegetación. Secretaría de la Organización de los Estados Americanos. Washington D.C.
- McDairmid R. W., M. S. Foster, C. Guyer, J. W. Gibbons y Y. N. Chernoff. 2012. *Reptile Biodiversity: Standard Methods for Inventory and Monitoring* Los Angeles: University of California Press. California.
- McGarigal K., S. A. Cushman, M. C. Neel y E. Ene. 2012. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Available at the following web site: www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html.
- McGarigal K., y B. J. Marks. 1994. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. USDA Forest service.
- McKinney M. 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation* 127: 247-260.
- McKinney M. L., y J. L. Lockwood. 1999. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology y Evolution* 14: 450-453.
- McKinley V. L., A. D. Peacock, y D. C. White. 2005. Microbial community PLFA and PHB responses to ecosystem restoration in tallgrass prairie soils. *Soil Biology and Biochemistry* 37: 1946-1958.
- Medellín R. A., M. Equihua, y M. A. Almin. 2000. Bat diversity and abundance as indicators of disturbance in Neotropical Rainforests. *Conservation Biology* 14 (6): 1666-1675.
- Medina C. A., A. Lopera-Toro, A. Vitolo y B. Gill. 2001. Escarabajos coprófagos (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) de Colombia. *Biota Colombiana* 2 (2): 131-144.
- Medina C. A., F. Escobar y G. Kattan. 2002. Diversity, habitat use of dung beetles in a restored Andean landscapes. *Biotropica*. 34: 181-187.
- Medina, C. A. y A. González. 2014. Capítulo 6. Escarabajos Coprófagos de la subfamilia Scarabaeinae, En: Pizano, C & H. García (Editores). 2014. *El Bosque Seco Tropical en Colombia*. I Edición, páginas 194 - 213; Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH). Bogotá D.C., Colombia.
- Mendiburu F. 2005. *Estadística Aplicada a la FORESTERIA II*. Universidad Nacional Agraria. Mexico D.F.
- Mendenhall C. D., L. O. Frishkoff, G. Santos-Barrera, J. Pacheco, E. Mesfun, F. Mendoza-Quijano, P. R. Ehrlich, G. Ceballos, G. C. Daily y R. M. Pringle. 2014. Countryside biogeography of Neotropical reptiles and amphibians. *Ecology* 95 (4): 856-870.
- Mendoza J., E. Jiménez, F. H. Lozano-Zambrano, P. C. Caycedo-Rosales y L. M. Renjifo. 2007. Identificación de elementos del paisaje prioritarios para la conservación de biodiversidad en paisajes rurales de los Andes Centrales de Colombia en Harvey C. A. y J. C. Sáenz (eds.). *Editorial InBio. Evaluación y conservación de biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica*. Costa Rica.
- Metzger, J. P. 2001. O que é ecologia de paisagens? *Biota Neotropica* 1: 1-9.
- Metzger J. P. 2003. Como restaurar a conectividade de paisagens fragmentadas? en P. Y. Kageyama *et al.* *Restauração ecológica de ecossistemas naturais*. Botucatu: FEPAP. v. 3, p. 51-76.
- Metzger J. P., M. C. Ribeiro, M. C. Ciochetti y L. Tambosi. 2008.

- Uso de índices de paisagem para a definição de ações de conservação e restauração da biodiversidade do Estado de São Paulo. Páginas 120-127 en *Diretrizes para Conservação e Restauração da Biodiversidade no Estado de São Paulo*. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente e Fapesp. São Paulo.
- Metzger J. P. 2010. O Código Florestal tem base científica? *Natureza y Conservação* 8: 92-99.
- Metzger, J. P. y P. Brancalion. 2013. Challenges and Opportunities in Applying a Landscape Ecology Perspective in Ecological Restoration: a Powerful Approach to Shape Neolandscapes. *Natureza & Conservação* 11 (2): 103-107
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press. Washington D.C.
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de Colombia. 2012a. Manual para la Asignación de Compensaciones por Pérdida de Biodiversidad. http://www.minambiente.gov.co/documentos/DocumentosBiodiversidad/proyectos_norma/proyectos/2012/280512_proy_norm_compensacion_biodiversidad.pdf 22 oct 2013
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de Colombia. 2012b. Plan Nacional de Restauración: restauración ecológica, rehabilitación y recuperación de áreas disturbadas. <http://www.andi.com.co/Archivos/file/Vicepresidencia%20Desarrollo%20Sostenible/PLANNACIONALRESTAURACION.pdf> 22 oct 2013
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible-MADS. 2015. Plan Nacional de Restauración: restauración ecológica, rehabilitación y recuperación de áreas disturbadas. Ministerio de Ambiente y Desarrollo. Bogotá D.C.
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible- MDAS. 2014. Resolución # 0192 "Por la cual se establece el listado de las especies silvestres amenazadas de la diversidad biológica colombiana que se encuentran en el territorio nacional y se dictan otras disposiciones"
- Ministerio de Medio Ambiente de Colombia. 1998. Plan Estratégico para la Restauración Ecológica y el Establecimiento de Bosques en Colombia - Plan Verde. Ministerio de Medio Ambiente, Colombia. www.rds.org.co/aa/img_upload/.../pverde.pdf
- Ministerio de Minas y Energía. 2008. Boletín estadístico de Minas y Energía 2003-2008. URL: http://www.upme.gov.co/Docs/Boletin_Estad_Minis_Energy_2003_2008.pdf. F. consulta 20100307.
- Mitchell R. J., R. H. Marrs, M. G. Le Duc, y M. H. D. Auld. 1999. A study of the restoration of heathland on successional sites: changes in vegetation and soil chemical properties. *Journal of Applied Ecology* 36: 770-783.
- Melo F. P., B. Rodríguez-Herrera, R. L. Chazdon, R. A. Medellín y G. G. Ceballos. 2009. Small tend-roosting bats promote dispersal of large-seeded plants in a neotropical forest. *Biotropica* 41: 737-743.
- Mols C. M. M., M. Visser. 2002. Great tits can reduce caterpillar damage in apple orchard. *The Journal of Applied Ecology* 39 (6): 888.
- Moreno C.E. 2001. Métodos para Medir la Biodiversidad. M y T-Manuales y Tesis SEA. Vol 1. Zaragoza.
- Moreno C. E., y G. Halffter. 2002. Assessing the completeness of bat biodiversity inventories using species accumulation curves. *Journal of Applied Ecology* 37: 149-158.
- Moreno C. E., F. Barragán, E. pineda y N. P. Pavón. 2011. Reanalizando la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 82: 1249-126.
- Moreno C., F. Barragan, E. Pineda y N. P. Pavón. 2011. Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 82: 1249-1261.
- Moreno-Mateos D., M. E. Power, F. A. Comin, y R. Yockteng. 2012. Structural and functional loss in restored wetland ecosystems. *PLoS Biology* 10:e1001247. DOI:0.1371/journal.pbio.1001247.
- Moreno-Arias R.A. y J. N. Urbina-Cardona. 2013. Population dynamics of the Andean lizard *Anolis heterodermus*: slow-fast demographic strategies in fragmented scrubland landscapes. *Biotropica* 45 (2): 253-261.
- Morrison M. L. 2009. *Restoring wildlife. Ecological concepts and practical applications*. Second edition. Society for Ecological Restoration International. Island Press. Washington D.C.
- Mostacedo B. y T. S. Fredericksen. 2000. Manual de

- métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal. Santa Cruz de la Sierra.
- Montoya-Lerma J., P. chacón de Ulloa y M. R. Manzano. 2006. Caracterización de nidos de la hormiga arriera *Atta cephalotes* (Hymenoptera: Myrmicinae) en Cali (Colombia). *Revista Colombiana de Entomología* 32 (2): 151-158.
- Müller J., J. Stadler y R. Brandl. 2010. Composition versus physiognomy of vegetation as predictors of bird assemblages: the role of lidar. *Remote Sensing of Environment* 114: 490-95.
- Murcia C. y J. Aronson. 2014. Intelligent Tinkering in Ecological Restoration. *Restoration Ecology* 22: 279-283
- Murcia C. y M. Guariguata. 2014. La restauración ecológica en Colombia: Estado actual, tendencias, necesidades y oportunidades. Documentos ocasionales 107. Centro para la Investigación Forestal (CIFOR). Bogor.
- Nadim F., O. Kjekstad, P. Peduzzi, C. Herold, y C. Jaedicke. 2006. Global landslide and avalanche hotspots. *Landslides* 3: 159-173.
- National Research Council. 1992. *Restoration of Aquatic Ecosystems: Science, Technology, and Public Policy*. Washington, D. C. National Academic Press.
- National Research Council. 2004. Adaptive management for water resources project planning. Panel on adaptive management for resource stewardship, committee to assess the U. S. Army Corps of Engineers Methods of Analysis and Peer Review for Water Resources Project Planning.
- Nichols E., B. Larsen, S. Spector, L. Davis, F. Escobar, M. Favila y K. Vulinec. 2007. Global dung beetle response to tropical forest modification and fragmentation: a quantitative literature review and meta-analysis. *Biological Conservation* 137: 1-19.
- Nichols E., S. Spector, J. Louzada, T. Larsen, S. Amezquita, M. E. Favila y The Scarabaeinae Research Network. 2008. Ecological functions and ecosystems services provided by Scarabaeinae dung beetles. *Biological Conservation* 141 (6): 1461-1474.
- RESEARCH NETWORK. 2009. Co-declining mammals and dung beetles: an impending ecological cascade. *Oikos* 118: 481-487.
- Nichols J. D. y M. J. Conroy. 1996. Techniques for estimating abundance and species richness. Páginas 177-230 en Wilson D. E., F. R. Cole, J. D. Nichols, R. Rudran, y M. Foster (eds.). *Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for mammals*. Smithsonian Institution Press.
- Nishikawa K. C. y Service P. M. 1988. A fluorescent marking technique for individual recognition of terrestrial Salamanders. *Journal of Herpetology* 22 (3): 351-353
- Noss. R. F. 1990. Indicators for Monitoring Biodiversity: A Hierarchical Approach. *Conservation Biology* 4 (4): 355-364.
- Ochoa A. C. 2005. Efecto de la aplicación de biosólidos, sobre el desarrollo de la vegetación en las primeras etapas sucesiones en la Cantera Soratama, Tesis. Pontificia Universidad Javeriana. Facultad de ciencias, departamento de Biología. Bogotá D.C
- Ockinger E., O. Schweiger, T. O. Crist, D. M. Debinski, J. Krauss, M. Kuussaari, J. D. Petersen, J. Pöyry, J. Settele, K. S. Summerville y R. Bommarco. 2010. Life-history traits predict species responses to habitat area and isolation: a cross-continental synthesis. *Ecology Letters* 13: 969-979.
- Odum E. P. y G. W. Barret. 2006. *Fundamentos de ecología*. Quinta edición.
- Ojeda P. A., J. M. Restrepo, D. E. Villada, J. C. Gallego. 2003. Sistemas silvopastoriles una opción para el manejo sustentable de la ganadería. FIDAR. Cali.
- Oldeman L. R. 1994. The global extent of soil degradation en Greenland D. J., I. Szabolcs (eds.). *Soil Resilience and Sustainable Land Use*. CAB International. Wallingford.
- Olden J. y T. Rooney. 2006. On defining and quantifying biotic homogenization. *Global Ecology and Biogeography* 15: 113-120.
- Ontiveros D., R. Márquez-Ferrando, J. R. Fernández-Cardenete, X. Santos, J. Caro y J. M. Pleguezuelos. 2013. Recovery of the Bird Community after a Mine Spill and Landscape Restoration of a Mediterranean River. *Restoration Ecology* 21 (2): 193-199.
- Oosten C. 2013. Forest Landscape Restoration: Who Decides? A Governance Approach to Forest Landscape Restoration. *Natureza & Conservação* 11:119-126.
- Organización Internacional de las Maderas Tropicales -OIMT- y Unión Mundial para la Naturaleza -UICN-. 2005. Restaurando el paisaje forestal: Introducción al arte y ciencia de la restauración de paisajes forestales. Serie técnica OIMT No. 23. Japón.

- Orivel J., G. Grangier, J. Foucaud, J. Le Breton, F. X. Andrès, H. Jourdan, J. H. C. Delabie, D. Fournier, P. Cerdan, B. Facon, A. Estoup, y A. Dejean. 2009. Ecologically heterogeneous populations of the invasive ant *Wasmannia auropunctata* within its native and introduced ranges. *Ecological Entomology* 34: 504-512.
- Ortega-Álvarez R., R. Lindig-Cisneros, I. MacGregor-Fors, K. Renton y J. E. Schondube. 2013. Avian community responses to restoration efforts in a complex volcanic landscape. *Ecological Engineering* 53: 275-283.
- Ortega-Álvarez R. y R. Lindig-Cisneros. 2012. Feathering the scene: the effects of ecological restoration on birds and the role birds play in evaluating restoration outcomes. *Ecological Restoration* 30 (2): 116-127.
- Ortega-Guerrero M. A., S. Jimenez-Nieto y L. Martin-Peña. 2007. Manual de creación de charcas para anfibios. Asociación Reforesta y Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid.
- Ospina O. E., L. J. Villanueva-Rivera, C. J. Corrada-Bravo y T. M. Aide. 2013. Variable response of anuran calling activity to daily precipitation and temperature: implications for climate change. *Ecosphere* 4 (4): 47.
- Otonetti L., L. Tucci, y G. Santini. 2006. Recolonization Patterns of Ants in a Rehabilitated Lignite Mine in Central Italy: Potential for the use of Mediterranean Ants as indicators of Restoration Processes. *Restoration Ecology* 14: 60-66.
- PACTO pela Restauração da Mata Atlântica. 2013. Protocolo de monitoramento para programas e projetos de restauração florestal http://www.pactomataatlantica.org.br/pdf/_protocolo_projetos_restauracao.pdf
- Page-Dumroese D. S., M. F. Jurgensen, A. E. Tiarks, F. Ponder, F. G. Sanchez, R. L. Fleming, J. M. Kranabetter, R. F. Powers, D. M. Stone, J. D. Elio, y D. A. Scott. 2006. Soil physical property changes at the North American Long-Term Soil Productivity study sites: 1 and 5 years after compaction. *Canadian Journal of Forest Restoration* 36: 551-564.
- Pardini R., A. Bueno, T. Gardner, P. I. Prado y J. P. Metzger. 2010. Beyond the Fragmentation Threshold Hypothesis: Regime Shifts in Biodiversity Across Fragmented Landscapes. *Plos One*, v. 5, p. e13666.
- Parizek B., M. De La Reta, L. Catalán, M. Balzarini y U. Karlin. 2000. Observaciones fenológicas del algarrobo negro (*Prosopis flexuosa* D.C.) y del algarrobo blanco (*Prosopis chilensis* (Mol.) Stuntz) en El Chaco Árido, Argentina. *Multequina* 9: 135-146
- Parks Canada. 2013. What is Ecological Integrity? URL <http://www.pc.gc.ca/progs/np-pn/ie-ei.aspx>.
- Parra P., J. Valencia y M. González. 1999. Manual de detección y evaluación sanitaria del eucalipto (Manual # 24). INFOR. Santiago.
- Pearman P. 2002. The scale of community structure: habitat variation and avian guilds in tropical forest understory. *Ecology Monographs* 72: 19-39.
- Pearson D. E. y L. F. Ruggiero. 2003. Transect versus grid trapping arrangements for sampling small mammal communities. *Wildlife Society Bulletin* 31: 454-459.
- Peck S. y A. Forsyth. 1984. Response of a Dung beetles guild to different sizes of dung bait in a Panamanian rainforest. *Biotropica* 16: 235-238.
- Pereira 2008. Diversidad de hormigas cazadoras en el paisaje ganadero de la cuenca media del río Nima (Palмира, Valle del Cauca). Tesis. Universidad del Valle. Cali.
- Perfecto I. 1991. Dynamics of *Solenopsis geminata* in a Tropical Fallow Field after Ploughing. *Oikos* 62 (2): 139-144.
- Perfecto I., A. Mas, T. Diestch y J. Vandermeer. 2003. Conservation of biodiversity in coffee agroecosystems: a tri taxa comparison in southern Mexico. *Biodiversity and Conservation* 12: 1239-1252.
- Petchey O. L. y K. J. Gaston. 2006. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology letters* 9: 741-58.
- Philpott S.M., I. Perfecto, I. Armbrrecht y C. Parr. 2010. Disturbance and habitat transformation en Lach L., C. Parr y K. Abbott (eds.). *Ant Ecology*. Oxford University Press.
- Phillips O. L., P. Hall, A. H. Gentry, S. A. Sawyer y R. Vásquez. 1994. Dynamics and species richness of tropical rain forests. *Proceeding of the National Academy of Science of the United States of America* 91: 2805-2809.
- Pineda E., C. Moreno, F. Escobar y G. Halffter. 2005. Frog, bat and dung beetle diversity in the cloud forest and coffee agrosystems of Veracruz, Mexico. *Conservation Biology* 19: 400-410.

- Poesen J., J. Nachtergaele, G. Verstraeten y C.Valentin. 2003. Gully erosion and environmental change: importance and research needs. *Catena* 50: 91-133.
- Pregitzer C. C., J. K. Bailey y J. A. Schweitzer. 2013. Genetic by environment interactions affect plant-soil linkages. *Ecology and evolution* 3: 2322-2333.
- Primack R. y F. Massardo. 2001. Restauración ecológica en Primack R., R. Rozzi, P. Feisinger, R. Dirzo, y F. Massardo (eds.). *Fundamentos de Conservación Biológica. Perspectivas Latinoamericanas*. Fondo de Cultura Económica. México D.F.
- Puentes J. M., A. Fuente y E. M. C. Jarro. 2012. Estrategia nacional de restauración ecológica del sistema de parques nacionales naturales de Colombia. *Parques Nacionales Naturales de Colombia*. Bogotá D.C.
- Quesnelle P. E., Lindsay K. E. y Fahrig L. 2014. Low Reproductive Rate Predicts Species Sensitivity to Habitat Loss: A Meta-Analysis of Wetland Vertebrates. *PLoS ONE* 9(3): e90926.
- Quintero I., y T. Roslin. 2005. Rapid recovery of dung beetle communities following habitat fragmentation in central Amazonia. *Ecology* 86 (12): 3303-3311.
- Quirós L. y F. Scorza. 2011. Estudio fitosanitario y de seguridad forestal del área de protección del lago del parque metropolitano La Sabana. Ministerio de Ambiente, Energía y Telecomunicaciones. San José de Costa Rica.
- RAE. Real Academia Española. 2001. Diccionario de la Lengua Española (22a ed.). URL: <http://lema.rae.es/drae>.
- Rahel F. 2010. Homogenization, Differentiation, and the Widespread Alteration of Fish Faunas. *American Fisheries Society Symposium* 73:311-326.
- Ralph J. 1996. Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres.
- Rangel-Ch J. O. y A. Velázquez. 1997. Métodos de estudio de la vegetación en Rangel-Ch J. O., P. Lowy-C y M. Aguilar-P. (eds.). *Diversidad Biótica II. Tipos de Vegetación en Colombia*. Universidad Nacional de Colombia-Instituto de Ciencias Naturales, Instituto de hidrología, Meteorología y estudios Ambientales, Ministerio del Medio Ambiente, Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Bogotá D.C.
- Ramírez A. 1999. *Ecología Aplicada, Diseño y Análisis Estadístico*. Fundación Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Bogotá D.C.
- Ramírez M., y M. L. Enríquez. 2003. Riqueza y diversidad de hormigas en sistemas silvopastoriles del Valle del Cauca, Colombia. *Livestock Research for Rural Development* 151. <http://www.lrrd.org/lrrd15/1/rami151.htm>.
- Ramírez-Ramírez M., J. Montoya-Lerma y I. Armbrecht. 2009. Importancia de la heterogeneidad de hábitats para la biodiversidad de hormigas en los Andes de Colombia. *Acta Agronómica* 58(2):97-102.
- Ramírez M., J. Herrera y I. Armbrecht. 2010. Hormigas que depredan en potreros y cafetales colombianos: ¿bajan de los árboles? *Revista Colombiana de Entomología* 361: 106-115.
- Ravan S., A. M. Dixit y V. B. Mathur. 2005. Spatial analysis for identification and evaluation of forested corridors between two protected areas in Central India. *Current Science* 88: 1441-1448.
- Reading C. J., L. M. Luiselli, G. C. Akani, X. Bonnet, G. Amori, J. M. Ballouard, E. Filippi, G. Naulleau, D. Pearson y L. Rugiero. 2010. Are snake populations in widespread decline? *Biol Lett* 6: 777-80.
- Reedman C. L., J. M. Grove y L. H. Kuby. 2004. Integrating social science into the Long-Term Ecological Research (LTER) Network: social dimensions of ecological change and ecological dimensions of social change. *Ecosystems* 7: 161-171.
- Reid J. L., J. B. C. Harris y R. A. Zahawi. 2012. Avian Habitat Preference in Tropical Forest Restoration in Southern Costa Rica. *Biotropica* 44 (3): 350-359.
- Reid J. L., C. D. Mendengall, J. A. Rosales, R. A. Zahawi y K. D. Holl. 2014. Landscape context mediates avian habitat choice in tropical forest restoration. *PLoS ONE* 9 (3): e90573.
- Rempel R. S., D. Kaukinen y A. P. Carr. 2012. Patch Analyst and Patch Grid. Ontario Ministry of Natural Resources. Centre for Northern Forest Ecosystem Research, Thunder Bay, Ontario.
- Remsen J. V., Jr., C. D. Cadena, A. Jaramillo, M. Nores, J. F. Pacheco, J. Pérez-Emán, M. B. Robbins, F. G. Stiles, D. F. Stotz y K. J. Zimmer. Version 2014. A classification of the bird species of South America. *American Ornithologists' Union*. <http://www.museum.lsu.edu/~Remsen/SACCBaseline.html>

- Restall R., C. Rodner y M. Lentino. 2006. Birds of Northern South America: An Identification Guide.
- Rey Benayas J. M., A. C. Newton, A. Diaz y J. M. Bullock. 2009. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. *Science* 325: 1121-1124. DOI: 10.1126/science.1172460
- Ribeiro Rodrigues R., A. Padovezi, F. Turini-Farah, L. Couto García, L. Dias Sanglade, P. H. Santin-Brançalion, R. Barreiro, R. Gorne-Viani, T. E. Barreto, B. Strassburg y C. A. Mattos. 2013. Protocolo de monitoración para programas/proyectos de restauración forestal. Pacto Pela Restauração da Mata Atlântica. Versión en Español. http://www.pactomataatlantica.org.br/pdf/_protocolo_projetos_restauracao.pdf
- Ries L., R. J. Fletcher, J. Battin y T. D. Sisk. 2004. Ecological responses to habitat edges: mechanisms, models, and variability explained. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35: 491-522.
- Rios-López N. y M. Aide. 2007. Herpetofaunal dynamics during secondary succession. *Herpetologica* 63 (1): 35-50.
- Rivera J. H. y J. A. Sinisterra. 2006. Uso social de la bioingeniería para el control de la erosión severa. CIPAV. Cali.
- Rivera L. y I. Armbrrecht. 2005. Diversidad de tres gremios de hormigas en cafetales de sombra, de sol y bosques de Risaralda. *Revista Colombiana de Entomología* 31 (1): 89-96.
- Rivera L. F., I. Armbrrecht y Z. Calle. 2013. Silvopastoral systems and ant diversity conservation in a cattle-dominated landscape of the Colombian Andes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 181: 188-194.
- Robinson D., A. Warmsley, A. J. Nowakowski, K. E. Reider y M. A. Donnelly. 2013. The value of remnant trees in pastures for a neotropical poison frog. *Journal of Tropical Ecology* 29: 345-352.
- Rodrigues R. R., S. Gandolfi, A. G. Nave, J. Aronson, T. Barreto, C. Vidal y P. Brançalion. 2011. Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. *Forest Ecology and Management*, 261: 1605-1613.
- Rodrigues R. R., R. Lima, S. Gandolfi y A. G. Nave. 2009. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation* 142: 1242-1251.
- Rodríguez N., D. Armenteras, M. Morales y M. Romero. 2004. Ecosistemas de los Andes colombianos. Instituto Alexander von Humboldt. Bogotá D.C.
- Ronnback P., I. Crona y L. Ingwall. 2007. The return of ecosystem goods and services in replanted mangrove forests: perspectives from local communities. *Environ. Conserv.* 4: 313-324.
- Root R. B. 1967. The niche exploitation pattern of the blue-grey gnatcatcher. *Ecol. Monogr.* 37: 317-350.
- Roth D. S., Perfecto, I., y B. Rathcke. 1994. The effects of management systems on ground-foraging ant diversity in Costa Rica. *Ecological Applications* 4: 423-436.
- Rudel T. K., O. T. Coomes, E. Moran, F. Achard, A. Angelsen, J. Xu y E. Lambin. 2005. Forest transitions: towards a global understanding of land use change. *Global Environmental Change* 15 (1): 23-31.
- Ruckli R., K. Hesse, G. Glauser, H. P. Rusterholz y B. Baur. 2014. Inhibitory potential of naphthoquinones leached from leaves and exuded from roots of the invasive plant *Impatiens glandulifera*. *Journal of Chemical Ecology* 40: 371-378.
- Ruiz-Jaén M. C. y T. M. Aide. 2005a. Restoration success: how is it being measured? *Restoration Ecology* 13: 569-577.
- Ruiz-Jaén M. C. y T. M. Aide. 2005 b. Vegetation structure, species diversity, and ecosystem processes as measures of restoration success. *Forest Ecology and Management* 218: 159-173
- Ruiz-Jaén M. C. y T. M. Aide. 2006. An integrated approach for measuring urban forest restoration success. *Urban Forestry y Urban Greening* 4: 55-68
- Rueda Almonacid J. V., J. D. Lynch y A. Amezcua (eds.). 2004. Libro rojo de anfibios de Colombia. Serie de Libros Rojos de Especies Amenazadas de Colombia. Conservación Internacional Colombia, Instituto de Ciencias Naturales-Universidad Nacional de Colombia, Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial. Bogotá D.C.
- Saunders D.A., R. J. Hobbs y C. R. Margules. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5: 18-32.
- Salguero B., I. Armbrrecht, H. Hurtado y A. M. Arcila. 2011. *Wasmannia auripunctata* (Roger): ¿unicolonial o multicolonial? En el valle geográfico del río Cauca.

- Revista Colombiana de Entomología. 37(2): 279-288
- Sanabria C., P. Chacón, E. A. Rodríguez y P. Lavelle. 2012. Soil ants as indicators of provision of ecosystem services in production system of the Eastern plains of Colombia. En: XVI Congreso colombiano de la ciencia del suelo "La Ciencia del Suelo al Servicio de la Sociedad y del Ambiente". Riohacha.
- Sanabria-Blandón M. C. 2011. Ensamblaje de hormigas del suelo en ventanas productivas del piedemonte amazónico colombiano. Tesis. Universidad del Valle. Cali.
- Sanabria-Blandón C. y P. Chacón de Ulloa. 2011. Hormigas cazadoras en sistemas productivos del piedemonte amazónico colombiano: diversidad y especies indicadoras. *Acta Amazónica* 41:503-512.
- Sanderson J. G. y M. Trolle. 2005. Monitoring Elusive Mammals Unattended. Cameras reveal secrets of some of the world's wildest places. *American Scientist* 93:148-155.
- Santamaría C., I. Armbrrecht y J. P. Lachaud. 2009a. Nest Distribution and Food Preferences of *Ectatomma ruidum* Hymenoptera: Formicidae in Shaded and Open Cattle Pastures of Colombia. *Sociobiology* 532: 517-541.
- Santamaría C., Y. Domínguez-Haydary I. Armbrrecht. 2009b. Cambios en la distribución de nidos y abundancia de la hormiga *Ectatomma ruidum* (Roger 1861) en dos zonas de Colombia. *Boletín del Museo de Entomología de la Universidad del Valle* 102: 10-18.
- Santamaría C. 2012. Diversidad de hormigas en paisajes cafeteros del norte del Valle del Cauca. Informe presentado al Comité de Cafeteros bajo el proyecto "Incorporación de la Biodiversidad en paisajes cafeteros de Colombia".
- Santos-Barrera G. y J. N. Urbina-Cardona. 2011. The role of the matrix-edge dynamics of amphibian conservation in tropical montane fragmented landscapes. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 82(1): 679-687.
- Schatz B., J. P. Lachaud, V. Fourcassie y G. Beugnon. 1998. Densité et distribution des nids chez la fourmi *Ectatommaruidum* Roger (Hymenoptera; Formicidae; Ponerinae). *Actes des Colloques Insectes Sociaux* 11: 103-107.
- Schmidt S. J. 2005. *Econometría*. Mc Graw Hill. México D. F.
- Scholtz C. H., Davis, A. L. V., y U. Kryger. 2009. Evolutionary biology and conservation of dung beetles. Pensoft. Sofia-Moscow.
- Scott M. 2006. Winners and losers among stream fishes in relation to land use legacies and urban development in the southeastern US. *Biological Conservation* 127: 301-309.
- Sekercioglu C.H. 2006. Increasing awareness of avian ecological function. *Trends in Ecology and Evolution* 21(8):464-471.
- SER (Society for Ecological Restoration International). 2004. *The SER International Primer on Ecological Restoration*. Society for Ecological Restoration International. Tucson.
- Si X., R. Kays, y P. Ding. 2014. How long is enough to detect terrestrial animals? Estimating the minimum trapping effort on camera traps. *PeerJ* 2:e374 <http://dx.doi.org/10.7717/peerj.374>.
- Singh S. J., H. Haberl, M. Chertow, M. Mirtl y M. Schmid. 2013. Long Term Socio-Ecological Research Studies in Society-Nature Interactions across Spatial and Temporal Scales. Series: Human Environment Interaction, Volume 2. Moran, E.F. Springer Dordrecht Heidelberg. New York-London.
- Sinisterra J. A., Z. Calle, E. Murgueitio, M. Sánchez y G. Rodríguez. 2011. Avances en la rehabilitación ecológica de la cárcava Monte Caldera, San Luis Potosí en Vargas O. y S. Reyes (eds). *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. Bogotá D.C.
- Silver S. 2004. Assessing jaguar abundance using remotely triggered cameras. *Wildlife Conservation Society*. New York.
- Smith J. K., V. Cartaya, L. D. Llambí y J. Toro. 2013. Análisis participativo del uso de la tierra y la calidad de vida en dos páramos de Venezuela: importancia para el diseño de estrategias de conservación en Cuesta F., J. Sevenik, L. D. Llambí, B. De Bièvre y J. Posner (eds.). *Avances en investigación para la conservación de los páramos andinos*. CONDESAN.
- Smith R. K. y W. J. Sutherland. 2014. *Amphibian conservation: Global evidence for the effects of interventions*. Exeter, Pelagic Publishing.
- Sokal R. R. y F. J. Rohlf. 1980. *Biometry* (3ed). W. H. Freeman. New York.

- Solari S., J. J. Rodríguez, E. Vivar y P. M. Velazco. 2002. A Framework for Assessment and Monitoring of Small Mammals in a Lowland Tropical Forest. *Environmental Monitoring and Assessment* 76 (1): 89-104.
- Solari S., Y. Muñoz-Saba, J. V. Rodríguez-Mahecha, T. Defler, H. Ramírez-Chaves y F. Trujillo. 2013. Diversidad, Endemismo y Conservación de los Mamíferos de Colombia. *Mastozoología Neotropical* 20: 301-365.
- Spector S. 2006. Scarabaeinae dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) an invertebrate focal taxon for biodiversity research and conservation. *The Coleopterists Bulletin* 5: 71-83.
- Stanturf J. A., B. J. Palik y R. K. Dumroese. 2014. Contemporary forest restoration: A review emphasizing function. *Forest Ecology and Management* 331: 292-323
- Stevens P. F. 2010. Angiosperm Phylogeny Website. Recuperado el 15 de octubre de 2012 de <http://www.mobot.org/MOBOT/research/APweb/>.
- Stashko E. y E. Dinerstein. 1988. Methods of estimating fruit availability to frugivorous bats. Páginas 221-232 en. Kunz T (ed.). *Ecological and Behavioral Methods for the Study of Bats*. Smithsonian Institution Press. Washington D.C.
- Stiles F. G. y L. Rosselli. 1998. Inventario de las aves del bosque altoandino: comparación de dos métodos. *Caldasia* 20: 29-43.
- Stoll S., J. Kail, A. W. Lorenz, A. Sundermann y P. Haase. 2014. The Importance of the Regional Species Pool, Ecological Species Traits and Local Habitat Conditions for the Colonization of Restored River Reaches by Fish. *PLoS ONE* 9 (1): e84741.
- Stork N. E., M. J. Samways, H. A. C. Eeley. 1996. Inventorying and Monitoring biodiversity. *Trends in Ecology and Evolution* 11 (1): 39-40.
- Stotz D. R., J. W. Fitzpatrick, T. A. Parker III y D. K. Moskovits. 1996. *Neotropical Birds. Ecology and Conservation*.
- Stoyan H., H. De-Polli, S. Böhm, G. P. Robertson y E. A. Paul. 2000. Spatial heterogeneity of soil respiration and related properties at the plant scale. *Plant and Soil* 222: 203-214.
- Suding K. N., K. L. Grossy G. R. Houseman. 2004. Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology. *Trends in Ecology and Evolution* 19 (1): 46-53.
- Sutherland W. J. 2006. *Ecological Census Techniques: A handbook*. Cambridge Univ. Press
- Stuart S., J. Chanson, N. A. Cox, B. E. Young, A. S. L. Rodrigues, D. L. Fishman y R. W. Waller. 2004. Status and trends of amphibian declines extinctions worldwide. *Science* 306: 1783-1786.
- Stuhrmann M., C. Bergmann y W. Zech. 1994. Mineral nutrition, soil factors and growth rates of *Gmelina* Arborea plantations in the humid lowlands of northern Costa Rica. *Forest Ecology and Management* 70: 135-145.
- Suding K. N. 2011. Toward an era of restoration in ecology: Successes, failures, and opportunities ahead. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 42: 465-487. DOI:10.1146/annurev-ecolsys-102710-145115
- Swaine M. D. y D. Lieberman. 1987. Note on the calculation of mortality rates. *Journal of Tropical Ecology* 3 (4), 1-3.
- Tambosi L. R. y J. P. Metzger. 2013. A framework for setting local restoration priorities based on landscape context. *Natureza & Conservação* 11: 152-157.
- Tambosi L.R., A. C. Martensen, M. C. Ribeiro y J. P. Metzger. 2014. A Framework to Optimize Biodiversity Restoration Efforts Based on Habitat Amount and Landscape Connectivity. *Restoration Ecology* 22: 169-177.
- Tejada M., M. T. Hernandez y C. Garcia. 2006. Application of two organic amendments on soil restoration: effects on the soil biological properties. *Journal of Environmental Quality* 35: 1010-1017.
- Theobald D. M. 2006. Exploring the functional connectivity of landscapes using landscape networks. en Crooks K. R. y M. A. Sanjayan (eds.). *Connectivity conservation: Maintaining connections for nature*. Cambridge University Press.
- Thom R. M. y K. F. Wellman. 1996. *Planning Aquatic Ecosystem Restoration Monitoring Programs. Evaluation of Environmental Investments Research Program. IWR for U.S. Army Corps of Engineers - Report 96-R-23. 128 pp*
- Thompson S. A., Thompson G. y Withers P. 2005. Rehabilitation index for evaluating restoration of terrestrial ecosystems using the reptile assemblage as the bio-indicator. *Ecological Indicators* 8: 530-549.

- Thompson G. y S. A. Thompson. 2005. Mammals or reptiles, as surveyed by pit-traps, as bio-indicators of rehabilitation success for mine sites in the goldfields region of western Australia. *Pacific Conservation Biology* 11 (4): 265-286.
- Thompson S. A., G. G. Thompson y P. C. Withers. 2008. Rehabilitation index for evaluating restoration of terrestrial ecosystems using the reptile assemblage as the bio-indicator, *Ecological Indicators* 8 (5): 530-549.
- Thorpe A. S. y A. G. Stanley. 2011. Determining appropriate goals for restoration of imperiled communities and species. *Journal of Applied Ecology* 48: 275-279.
- Tobler M. W., S. E. Carrillo-Percegüi, R. Leite-Pitman, R. Mares, y G. Powell. 2008. An evaluation of camera traps for inventorying large-and medium-sized terrestrial rainforest mammals. *Animal Conservation* 11: 169-178.
- Tongway D. y J. Ludwig. 2012. Planning and Implementing Successful Landscape-Scale Restoration. en: Van Andel J. y J. Aronson (eds). *Restoration Ecology: The New Frontier*. Second Edition. Island press. Washington
- Trager J. C. 1991. A revision of the fire ants, *Solenopsis geminata* group (Hymenoptera: Formicidae: Myrmicinae). *Journal of the New York Entomological Society* 99: 141-198.
- Traveset A. 1998. Effect of seed passage through vertebrate frugivores guts on germination: a review. *Perspect Plant Ecol Evol Syst* 1: 151-190
- Turner M. G. 2010. Disturbance and landscape dynamics in a changing world. *Ecology* 91: 2833-2849.
- Turnhout E., M. Hisschemöller y H. Eijssackers. 2007. Ecological indicators: Between the two fires of science and policy. *Ecological Indicators*. 7: 215-228.
- Uetz P. y J. Hošek (eds.). 2014. The Reptile Database, <http://www.reptile-database.org> Version Jan 8, 2014.
- UICN. 2011. Principles and Practice of Forest Landscape Restoration. Case studies from the drylands of Latin America.
- Ulloa-Chacón P. y D. Cherix. 1990. The Little Fire Ant *Wasmannia auropunctata* R. (Hymenoptera: Formicidae) en Vander Meer R. K., K. Jaffe y A. Cedeño (eds.). *Applied Myrmecology: a world perspective*. Westview Press. Boulder.
- Underwood E. C., y B. L. Fisher. 2006. The role of ants in conservation monitoring: If, when, and how. *Biological Conservation* 132. 166-182.
- Urbina-Cardona J. N. y M. C. Londoño-M. 2003. Distribución de la comunidad de herpetofauna asociada a cuatro áreas con diferente grado de disturbio en la Isla Gorgona, Pacífico colombiano. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias* 27 (102): 105-113.
- Urbina-Cardona J. N. y V. H. Reynoso. 2005. Recambio de anfibios y reptiles en el gradiente potrero-borde-interior en la Reserva de Los Tuxtlas, Veracruz, México en Halffter G., J. Soberón, P. Koleff y A. Melic (eds.). *Sobre Diversidad Biológica: El significado de las Diversidades Alfa, Beta y Gamma*. CONABIO, SEA, DIVERSITAS y CONACyT. Vol 4. Editorial Monografías Tercer Milenio. Zaragoza.
- Urbina-Cardona J. N., M. Olivares-Pérez y V. H. Reynoso. 2006. Herpetofauna diversity and microenvironment correlates across a pasture-edge-interior ecotone in tropical rainforest fragments in the Los Tuxtlas Biosphere Reserve of Veracruz, Mexico. *Biological Conservation* 132 (1): 61-75.
- Urbina-Cardona J. N. 2008. Conservation of Neotropical herpetofauna: research trends and challenges. *Tropical Conservation Science* 1 (4): 359-375.
- Urbina-Cardona J. N., P. A. Burrows, M. Osorno, A. J. Crawford, J. A. Velasco, S. V. Flechas, F. Vargas-Salinas, V. F. Luna-Mora, C. A. Navas, M. Guayara-Barragán, G. W. Bolívar, P. D. A. Gutiérrez-Cárdenas y F. Castro-Herrera. 2011. Prioridades en la conservación de anfibios ante su crisis global: Hacia la construcción del Plan de Acción para la Conservación de los anfibios de Colombia en Botero E. y M. I. Moreno (eds.). *Creando un clima para el cambio: La biodiversidad, servicios para la humanidad*. III Congreso Colombiano de Zoología, Libro de memorias. Asociación Colombiana de Zoología. Medellín.
- Urbina-Cardona J. N., V. H. Reynoso y R. Dirzo. 2012. Spatio-temporal variation in edge effects on the herpetofauna of a Mexican tropical rain forest en Bezerra A.D. y T. S. Ferreria (eds.). *Evergreens: Types, Ecology and Conservation*. Nova Science Publishers, Inc. New York.
- Urrutia X. y I. Armbricht. 2013. Effect of two agroecological management strategies on ant (Hymenoptera: Formicidae) diversity on coffee plantations in Southwestern Colombia. *Environmental Entomology* 42 (2): 194-203.

- USDA Forest Service Lake Tahoe Basin Management Unit, K. L. Borgmann, J. Groce y M. L. Morrison. 2007. Restoration Project Monitoring Final Reports 2007. Chapter I. Wildlife Restoration and Monitoring: Concepts and Development. http://www.fs.usda.gov/detail/tbmu/maps-pubs/?cid=FSM9_046480
- US-LTER. Long Term Ecological Research Network. 2007. The Decadal Plan for LTER: Integrative Science for Society and the Environment. LTER Network Office Publication, Series # 24. Albuquerque.
- Valdés-Rodríguez S., P. Chacón de Ulloa y I. Armbrrecht. 2014. Riqueza de hormigas del suelo en el Parque Nacional Natural Gorgona, pacífico colombiano. *Revista de Biología Tropical* 62 Supple. 1: 265-276.
- Valencia-Aguilar A., A. M. Cortés-Gómez y C. A. Ruiz-Agudelo. 2013. Ecosystem services provided by amphibians and reptiles in Neotropical ecosystems. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services and Management* 9: 257-272.
- Vallauri D., J. Aronson y N. Dudley. 2005. An attempt to develop a framework for restoration planning en Mansourian S., D. Vallauri y N. Dudley (eds.). *Forest restoration in landscapes. Beyond planting trees*. Springer. New York.
- Vallejo M., A. Londoño, R. López, G. Galeano, E. Álvarez y W. Devia. 2005. Establecimiento de parcelas permanentes en bosques de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá D.C.
- Vallauri D., J. Aronson, N. Dudley y R. Vallejo. 2005. Chapter 21: Monitoring and Evaluating Forest Restoration Success en Mansourian S., D. Vallauri y N. Dudley (eds.). (in cooperation with WWF International). *Forest Restoration in Landscapes: Beyond Planting Trees*. Springer. New York.
- Van Diggelen R., A. P. Grootjans y J. A. Harris. 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, Facultad de Ciencias, Departamento de Biología. Bogotá D.C.
- Vargas O. 2011. Restauración Ecológica: Biodiversidad y Conservación. *Acta Biológica Colombiana* 16: 221-246.
- Vaz de Mello F., W. D. Edmonds, F. C. Ocampo y P. Schoolmeesters. 2011. A multilingual key to the genera and subgenera of the subfamily Scarabaeinae of the New World (Coleoptera: Scarabaeidae). *Zootaxa* 2854: 1-73.
- Vergara-Navarro E. V. y F. Serna. 2013. Lista de las hormigas (Hymenoptera: Formicidae) del departamento de Antioquia, Colombia, y nuevos registros para el país. *Agronomía Colombiana* 31 (3): 324-342.
- Villareal H., M. Alvarez, S. Cordoba, F. Escobar, G. Fagua, F. Gast, H. Mendoza, M. Ospina y A. M. Umaña. 2004. Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad. Programa de inventarios de biodiversidad. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá D.C.
- Villegas G. C., A. E. Bustillo, G. Zabala, P. Benavides y A. A. Ramos. 2008. Capítulo 24. Cochinitas harinosas en cafetales colombianos en Bustillo A.E. (ed.). *Los insectos y su manejo en la caficultura colombiana*. CENICAFE. Chinchiná.
- Vos P., E. Meelis y W. J. Ter Keurs. 2000. A framework for the design of ecological monitoring programs as a tool for environmental and nature management. *Environmental Monitoring and Assessment* 61: 317-344.
- V Wintzingerode F., U. B. Göbel y E. Stackebrandt. 1997. Determination of microbial diversity in environmental samples: pitfalls of PCR-based RNA analysis. *FEMS Microbiology Reviews* 21: 213-229.
- Wagner D., J. B. Jones, y D. M. Gordon, 2004. Development of harvester ant colonies alters soil chemistry. *Soil Biology and Biochemistry* 36: 797-804.
- Walker R. S., A. J. Novaro y J. D. Nichols. 2000. Consideraciones para la estimación de abundancia de poblaciones de mamíferos. *Mastozoología Neotropical* 7: 73-80.
- Ward P. S. 2007. Phylogeny, classification, and species-level taxonomy of ants (Hymenoptera: Formicidae). *Zootaxa* 1668: 549-563.
- Webb J. y R. Shine. 2000. Paving the way for habitat restoration: can artificial rocks restore degraded habitats of endangered reptiles? *Biological Conservation* 92: 93-99.
- Webb R. H. 2002. Recovery of severely compacted soils in the Mojave Desert, California, USA. *Arid Land Research and Management* 16: 291-305.

- Weidenhamer J. D. y R. M. Callaway. 2010. Direct and indirect effects of invasive plants on soil chemistry and ecosystem function. *Journal of Chemical Ecology* 36: 59-69.
- Wenny D. G., T. L. De Vaut, M. D. Johnson, D. Kelly, C. H. Sekercioglu, D. F. Tomback y C. J. Whelan. 2011. The need to quality ecosystem services provided by birds. *Journal of Ornithology* 128 (1): 1-14.
- Wetterer J. K. y S. D. Porter. 2003. The little fire ant *Wasmannia auropunctata*: Distribution, impact and control. *Sociobiology* 41 (3): 1-40.
- Whelan C. J., D. G. Wenny y R. J. Marquis. 2008. Ecosystem Services Provided by Birds. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1134: 25-60.
- Whittaker R.H. 1975. *Communities and ecosystems*. Second edition. Mc. Millan. New York.
- Whiles M. R., R. O. Hall, W. K. Dodds, P. Verburg, A. D. Hurny, C. M. Pringle, K. R. Lips, S. S. Kilham, C. Colón-Gaud, A. T. Rugenski, S. Peterson y S. Connelly. 2013. Disease-Driven Amphibian Declines Alter Ecosystem Processes in a Tropical Stream. *Ecosystems* 16 (1): 146-157.
- Willig M. R., S. J. Presley, C. P. Bloch, C. L. Hice, S. P. Yanoviak, M. M. Díaz, L. Arias C., V. Pacheco y S. C. Weaver. 2007. Phyllostomid Bats of Lowland Amazonia: Effects of Habitat Alteration on Abundance. *Biotropica* 39: 737-746.
- Wilson D. E., C. F. Ascorra y S. Solari. 1996. Bats as indicators of habitat disturbance en Wilson and D. E. y A. Sandoval (eds.). *Manu: The Biodiversity of Southeastern Perú*. Smithsonian Institution Press/Ed. Horizonte. Lima.
- Wilson E. O. 2000. Foreword en D. Agosti, J. D. Majer, L. E. Alonso y T. R. Shultz. *Ants: Standard Methods for Measuring and Monitoring Biodiversity*. Smithsonian institution press. Washington.
- Wilson E. O. y B. Holldobler. 2005. Eusociality: Origin and consequence. *Proc Natl Acad Sci USA*. 102 (44): 16119
- WRI (World Resources Institute). 2014. Initiative 20x20. <http://www.wri.org/our-work/project/initiative-20x20>.
- Wortley L., H. Jean-Marc y M. Howes. 2013. Evaluating ecological restoration success: a review of the literature. *Restoration Ecology* 21(5): 537-543.
- Xiao-Jun D. U, G. A. O. Xian-Ming y M. A. Ke-Ping. 2003. Diagnosis of the degree of degradation of an ecosystem: The basis and precondition of ecological restoration. *Acta Phytocologica Sinica*, 27 (5): 700-708.
- Yannarell A. C., R. R. Busby, M. L. Denight, D. L. Gebhart, y S. J. Taylor. 2011. Soil bacteria and fungi respond on different spatial scales to invasion by the legume *Lespedeza cuneata*. *Frontiers in microbiology* 2: 1-12.
- Yara C. y G. Reinoso. 2012. Hormigas cazadoras (Ectatomminae y Ponerinae) en fragmentos de bosque seco (Tolima, Colombia). *Revista Colombiana de Entomología* 38 (2): 329-337.
- Yoccoz N. G., J. D. Nichols y T. Boulinier. 2001. Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends in Ecology and Evolution* 16: 446-453.
- Yu X. J., D. Zu, Z. J. Lu y K. P. Ma. 2005. A new mechanism of invader success: exotic plant inhibits natural vegetation restoration by changing soil microbe community. *Chinese Science Bulletin* 50: 1105-1112.
- Zabala G. A., C. Gutiérrez y P. Chacón de Ulloa. 2008. Capítulo 19: Biogeografía provincial: Ponerofauna del Valle del Cauca en Jiménez E., F. Fernández, T. M. Arias y F. H. Lozano-Zambrano (eds.). *Sistemática, biogeografía y conservación de las hormigas cazadoras de Colombia*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá D.C.
- Zabala G. A., L. M. Arango y P. Chacón de Ulloa. 2013. Diversidad de hormigas Hymenoptera: Formicidae en un paisaje cafetero de Risaralda, Colombia. *Revista Colombiana de Entomología* 39(1): 141-149.
- Zambrano H. y M. P. Naranjo. 2003. Evaluación de Integración Ecológica Propuesta.

Nuestras publicaciones

Las publicaciones del Instituto Humboldt divulgan el conocimiento sobre la conservación y el uso sostenible de la biodiversidad de Colombia para provecho de su sociedad y hacen parte de sus estrategias institucionales de comunicación, educación y conciencia pública.



ISBN 978-958-8889-29-0



9 789588 889290 >

www.humboldt.org.co
publicaciones@humboldt.org.co
editor@humboldt.org.co

