



GUÍA METODOLÓGICA PARA LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA DEL BOSQUE ALTOANDINO



UNIVERSIDAD
NACIONAL
DE COLOMBIA
SEDE BOGOTÁ



ALCALDIA MAYOR
DE BOGOTÁ D.C.
JARDÍN BOTÁNICO
JOSÉ CELESTINO MUTIS



acueducto
AGUA Y ALCANTARILLADO DE BOGOTÁ



ALCALDIA MAYOR
DE BOGOTÁ D.C.
Departamento Técnico Administrativo
MEDIO AMBIENTE

ORLANDO VARGAS / EDITOR / GRUPO DE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA

GUÍA METODOLÓGICA PARA LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA DEL BOSQUE ALTOANDINO

Orlando Vargas
Editor
Grupo de Restauración Ecológica
Departamento de Biología
Universidad Nacional de Colombia



**ALCALDIA MAYOR
DE BOGOTÁ D.C.**
JARDÍN BOTÁNICO
JOSÉ CELESTINO MUTIS



**ALCALDIA MAYOR
DE BOGOTÁ D.C.**
Departamento Técnico Administrativo
MEDIO AMBIENTE

Guía metodológica para la
RESTAURACIÓN ECOLÓGICA
del bosque altoandino

Orlando Vargas
Editor
Grupo de Restauración Ecológica

Universidad Nacional de Colombia
Facultad de Ciencias
Departamento de Biología
2007





LUIS EDUARDO GARZÓN
Alcalde Mayor de Bogotá

EAAB-ESP
EDGAR ANTONIO RUÍZ RUÍZ
Gerente General

OSCAR GARCÍA PÓVEDA
Director de Abastecimiento
Gerente Coporativo del Sistema Maestro (e)

GERMÁN GALINDO
Gerente Ambiental

CARLOS A. BELLO BLANCO
Delegado de la EAAB al convenio 011-2000



JARDÍN BOTÁNICO
ROLANDO HIGUITA RODRÍGUEZ
Director

CLAUDIA CÓRDOBA
Subdirección Científica

CLAUDIA ALEXANDRA PINZÓN OSORIO
Delegada del JBB al convenio 011-2000



SECRETARIA DISTRITAL DE AMBIENTE
MARTA LILIANA PERDOMO
Directora

ANDREA OLAYA
Subdirectora de Ecosistemas

SANDRA PATRICIA MONTOYA
Delegada de la SDA al convenio 011-2000

Guía metodológica para la
RESTAURACIÓN ECOLÓGICA
del bosque altoandino

© UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA

Facultad de Ciencias

Departamento de Biología

Grupo de Restauración Ecológica

© Convenio Interinstitucional Acueducto de Bogotá – Jardín Botánico – Secretaría Distrital de Ambiente

© Autores Varios

PRIMERA EDICIÓN, NOVIEMBRE DE 2007

ISBN: 978-958-701-908-7

DISEÑO GRÁFICO

Kilka, diseño gráfico

info@kilkadg.com / www.kilkadg.com

DIAGRAMACIÓN

Andrea Kratzer

akratzerm@unal.edu.co

ILUSTRACIONES

Stéphanie Logeais · stefflogeais@voila.fr

Miguel Ramírez · info@kilkadg.com

FOTOGRAFÍAS: GREUNAL



DEDICATORIA

A todas las personas e instituciones que hacen esfuerzos por la conservación y restauración de los ecosistemas de Colombia.

INDICE

	Pg.
AGRADECIMIENTOS	10
AUTORES	11
PRESENTACIÓN	12
INTRODUCCIÓN	13
PRIMERA PARTE	
1. Los pasos fundamentales en la Restauración Ecológica	17
Orlando Vargas	
SEGUNDA PARTE	
FASE DIAGNÓSTICA	
2. Paso 1. El ecosistema de referencia	35
Orlando Vargas	
3. Paso 2. Evaluar el estado actual del ecosistema	38
Orlando Vargas	
4. Paso 3. Definir las escalas y niveles de organización	40
Orlando Vargas	
5. Paso 4. Establecer las escalas y jerarquías de disturbio	44
Orlando Vargas	
6. Paso 5. Lograr la participación comunitaria	47
Ingreet Cano / Orlando Vargas	

7.	Paso 6. Evaluar el potencial de regeneración	52
	Orlando Vargas	
8.	Paso 7. Establecer las barreras a la restauración	55
	Orlando Vargas	
Barreras ecológicas		
8.a.	La fragmentación de los ecosistemas naturales	58
	Juanita Mora / Yisela Figueroa	
8.b.	La dispersión de semillas	60
	Ruth Díaz-Martín / Patricia Velasco-Linares	
8.c.	Las invasiones de especies exóticas	65
	Andrea Sánchez-Tapia	
8.d.	Ausencia de fuentes de propágulos y dispersores	66
	Patricia Velasco-Linares / Angélica Cardona	
8.e.	Predación post-dispersión de semillas	70
	Luisa Pinzón	
8.f.	Barreras al establecimiento y persistencia	72
	Adriana Díaz	
8.g.	Ausencia de micrositios de implantación	73
	Ledy Trujillo / Nubia Orozco	
8.h.	El suelo como barrera para la Restauración Ecológica	74
	Julián Díaz	
8.i.	Condiciones climáticas adversas	77
	Adriana Díaz	
8.j.	La competencia, una barrera al establecimiento de las plantas	79
	Adriana Díaz	
8.k.	Herviboría	81
	Ruth Díaz-Martín	

Barreras sociales

8.l. Ausencia de articulación social en los proyectos de Restauración Ecológica	83
Ingreet Cano / Natalia Zamudio	

9. Paso 8. La búsqueda y selección de especies claves para restauración	85
Natalia Rodríguez / Yisela Figueroa / Angélica Cardona	

10. Paso 9. Propagación de especies	88
Angélica Cardona	

11. Paso 10. Seleccionar los sitios	91
Orlando Vargas	

FASE EXPERIMENTAL

12. Paso 11. Diseñar estrategias para superar las barreras a la Restauración Ecológica	95
Orlando Vargas	

12.a. Utilización de las perchas artificiales para aves	96
Patricia Velasco-Linares	

12.b. Siembra de especies niñeras facilitadoras	99
Ruth Díaz-Martín / Adriana Díaz	

12.c. Formación de micrositos para el establecimiento	101
Ledy Trujillo / Nubia Orozco	

12.d. Enmiendas como estrategia para la Restauración Ecológica	103
Olga León	

12.e. Empleo de endomicorrizas en procesos de Restauración Ecológica	106
Glencora Wolffhugel	

12.f. Disturbios experimentales	108
Olga León / Samanta Corredor	

12.g. Otras estrategias de restauración	111
Olga León / Orlando Vargas	

Estrategias con participación comunitaria

- 12.h.** Articulación social en torno a la Restauración Ecológica 114
Ingeet Cano / Natalia Zamudio

FASE DE MONITOREO Y CONSOLIDACIÓN

- 13.** Paso 12. El monitoreo en la Restauración Ecológica 119
Ruth Díaz-Martín

- 14.** Paso 13. Consolidar el proceso de restauración 123
Orlando Vargas

TERCERA PARTE. ESTUDIO DE CASO EN LOS ALREDEDORES DEL EMBALSE DE CHISACÁ

- 15.** Estrategia de investigación 127
Grupo de Restauración Ecológica

- 16.** Descripción del área de estudio 140
Juanita Mora / Olga León

- 17.** Guía metodológica para la restauración ecológica de áreas con plantaciones de pinos 150
Olga León / Orlando Vargas

- 18.** Guía metodológica para la restauración ecológica de áreas potrerizadas 159
Orlando Vargas / Adriana Díaz

- 19.** Guía metodológica para la restauración de áreas invadidas por el retamo espinoso 169
Orlando Vargas

ANEXO 175

- Fichas de especies claves para la restauración**
Natalia Rodríguez / Yisela Figueroa

AGRADECIMIENTOS

El Grupo de Restauración Ecológica agradece al Convenio Interinstitucional entre la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (EAAB), el Jardín Botánico de Bogotá (JBB) y la Secretaría Distrital de Ambiente (SDA); por la financiación otorgada para el desarrollo del proyecto “Desarrollo de líneas de investigación aplicada y monitoreo de las parcelas de restauración ecológica establecidas en los predios del Embalse de Chisacá”. Este libro es uno de los productos de dicho proyecto.

A Carlos Bello (EAAB), Claudia Alexandra Pinzón (JBB) y Sandra Montoya (SDA) por toda la colaboración y apoyo en cada una de las fases de desarrollo del proyecto.

Nuestros más sinceros agradecimientos a las comunidades de las veredas Las Margaritas, Las Mercedes, Santa Rosa, El Hato, y El Destino; a las Juntas de Acción Local (JAL) y la Unidad Local de Atención Técnica y Agropecuaria (ULATA) de Usme. A los profesores y profesoras de los centros educativos La Mayoría, El Hato y El Destino, a todos los niños y niñas que participaron con entusiasmo. A los guardabosques de la EAAB por su colaboración y participación permanente.

A la Unidad Administrativa de la Facultad de Ciencias de la Universidad Nacional de Colombia en especial a Nora Cortés y Marlene López por su colaboración en los aspectos administrativos del proyecto.

Al profesor Jhon Donato, director del Departamento de Biología, por su apoyo permanente.

A los auxiliares campo y laboratorio que trabajaron con entusiasmo y a quienes debemos parte del éxito del proyecto.

Y en general a todas las personas que colaboraron de una manera entusiasta y desinteresada, nuestros mas sinceros agradecimientos.



Autoras y Autores

Ingreet Juliet Cano Castellanos

Antropóloga, Universidad Nacional de Colombia
julietccano@yahoo.com

Angélica Cardona Cardozo

Ingeniera Forestal, Universidad Distrital Francisco José de Caldas.
angelicardonaca@yahoo.com

Samanta Corredor-Velandia

Bióloga, Universidad Nacional de Colombia
scorredorv@unal.edu.co

Adriana Marcela Díaz Espinosa

Bióloga, estudiante de maestría en Biología
Universidad Nacional de Colombia
amdiaze@unal.edu.co

Ruth Marina Díaz-Martín

Bióloga, Universidad Nacional de Colombia
Estudiante de maestría en restauración ecológica - UNAM
rmdiazm@unal.edu.co

Julián Díaz

Biólogo, Universidad Nacional de Colombia
jediaz@unal.edu.co

Yisela Figueroa

Bióloga, Universidad Nacional de Colombia
yfigueroac@unal.edu.co

Olga Adriana León

Ecóloga, estudiante de maestría en Gestión Ambiental
Pontificia Universidad Javeriana
olgaaleon@yahoo.com

Juanita Mora Gómez

Bióloga, estudiante de maestría en Biología
Universidad Nacional de Colombia
juanaila@gmail.com

Nubia Esperanza Orozco Ospina

Bióloga, Universidad Nacional de Colombia
nuesoo@gmail.com

Ledy Trujillo

Bióloga, Universidad Nacional de Colombia
Intrujilloo@unal.edu.co

Luisa Pinzón

Bióloga, Universidad Nacional de Colombia
lfpinzonp@unal.edu.co

Natalia Rodríguez

Bióloga, Universidad Nacional de Colombia
naty_rr@yahoo.com

Andrea Sánchez-Tapia

Bióloga, Universidad Nacional de Colombia
asanchezt@unal.edu.co

Orlando Vargas

Biólogo, Profesor Asociado
Universidad Nacional de Colombia
jovargasr@unal.edu.co

Patricia Velasco-Linares

Bióloga, Universidad Nacional de Colombia.
zpvelascol@unal.edu.co

Glencora Wolffhugel Parra

Bióloga, Universidad Nacional de Colombia
gwolffhugelp@unal.edu.co

Angela Maria Zabaleta Bejarano

Biologa, Pontificia Universidad Javeriana
azabaleta@javeriana.edu.co

Natalia Zamudio Pedraza

Antropóloga, Universidad Nacional de Colombia
nataliazamudiop@yahoo.com

Grupo de Restauración Ecológica

greunal@gmail.com



PRESENTACIÓN

Para el Convenio Interadministrativo No. 011 del año 2000 celebrado entre la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (EAAB-ESP), el Jardín Botánico José Celestino Mutis (JBB) y Secretaría Distrital de Ambiente (SDA), es muy grato presentar este libro, el cual es el cuarto producto de investigación del proyecto *“Desarrollo de líneas de investigación aplicada y monitoreo de las parcelas de Restauración Ecológica establecidas en los predios del Embalse de Chisacá”*, desarrollado por el Grupo de Restauración Ecológica del Departamento de Biología de la Universidad Nacional de Colombia - Sede Bogotá, en cumplimiento del objeto del contrato de consultoría No. 1-02-25300-0751-2004 con la EAAB-ESP.

En ese sentido, el mencionado Convenio busca *“Aunar esfuerzos para realizar la restauración ecológica de áreas rurales degradadas en predios de propiedad de la EAAB, ubicadas dentro del Distrito Capital”*, a través del impulso al desarrollo de investigaciones básicas y aplicadas en restauración ecológica, para poder solucionar problemáticas ambientales locales y regionales, con suficiente conocimiento y criterio científico.

En muchas de las áreas rurales del Distrito, como por ejemplo los Cerros Orientales de Bogotá, las cuencas hidrográficas de propiedad de la EAAB, los parques y áreas protegidas, se presentan problemáticas asociadas a plantaciones forestales con especies exóticas, explotaciones mineras a cielo abierto, áreas potrerizadas, áreas invadidas por el retamo espinoso y otras especies invasoras. En los últimos años hemos venido acumulando experiencias para el manejo de estas áreas, teniendo en cuenta las necesidades locales e integrando a las comunidades en el planteamiento de soluciones.

En esta Guía Metodológica se presentan los fundamentos teóricos y prácticos de la restauración ecológica haciendo énfasis en plantaciones forestales con especies exóticas, áreas potrerizadas y áreas invadidas por el retamo espinoso, como casos de estudio en los alrededores del Embalse de Chisacá.

Trabajos como este en áreas rurales y otras como el caso de los humedales, nos ayudan a consolidar experiencias para su conservación y restauración.

Para las entidades distritales involucradas en esta alianza ha sido muy importante contribuir y hacer parte del esfuerzo por consolidar el desarrollo de la ciencia de la restauración ecológica en Colombia, lo cual hace parte de su política ambiental tendiente a garantizar bienes y servicios de los ecosistemas, tales como el agua, la flora, la fauna, el aire limpio, el paisaje, la recreación y la sostenibilidad de la ciudad y de las áreas rurales que la rodean.

Convenio Interinstitucional
EAAB-SDA-JBB



La Restauración Ecológica es el campo de estudio que provee las bases científicas y metodológicas que fundamentan la práctica de la Ecología de la Restauración. Como disciplina científica tiene unos principios generales que se aplican a cualquier ecosistema. Es una disciplina multidimensional que abarca tanto las ciencias naturales y las ciencias sociales para buscar la sostenibilidad de los ecosistemas naturales, seminaturales y sistemas de producción. Esto implica restaurar la integridad ecológica de los ecosistemas (composición de especies, estructura y función).

En los últimos cinco años ha venido creciendo el interés por la restauración ecológica en Colombia, muchas instituciones, universidades y ONG's trabajan en diferentes proyectos y cada vez hay mas grupos interesados en abordar y desarrollar proyectos en ecosistemas terrestres y acuáticos. Sin embargo, uno de los problemas actuales para el desarrollo de la restauración ecológica, es la falta de divulgación de experiencias prácticas que ayuden a la formulación de objetivos y estrategias de restauración en diferentes ecosistemas.

En este libro se trata de dar una visión amplia de casi todos los aspectos a tener en cuenta para la formulación y ejecución de proyectos según el estado de degradación del ecosistema. Hemos querido formular una Guía Metodológica, en donde las personas interesadas en el tema, encuentren ideas, conceptos, métodos, estrategias que puedan adaptar en la práctica de la restauración. Este libro no debe tomarse como una receta; dado que cada área es única y tiene particularidades debido a su historia de uso, el régimen actual de disturbios, el potencial actual de regeneración, las condiciones hidrológicas, el estado del suelo y las actividades humanas actuales.

El libro se divide en tres partes. En la primera parte se hace una muy breve introducción a la restauración ecológica y se explican los pasos fundamentales que se deben tener en cuenta en el desarrollo de un proyecto, haciendo énfasis en las fases, escalas, niveles y las barreras ecológicas y sociales que impiden la regeneración natural de los ecosistemas.

En la segunda parte del libro se explican en detalle cada uno de los pasos y se dan recomendaciones sobre su importancia. Esta parte lleva al lector a desarrollar su propio marco conceptual de acuerdo al estado en que se encuentra el área que va a restaurar, para lo cual hay que implementar las fases diagnóstica, experimental y de monitoreo. En las fases diagnóstica y experimental se estudian las barreras a la restauración y se diseñan estrategias para superarlas. Estas dos fases son tal vez las más importantes en los proyectos porque incluyen la participación comunitaria. La restauración ecológica no tiene éxito si no se tienen en cuenta las actividades humanas y se integran los saberes locales.

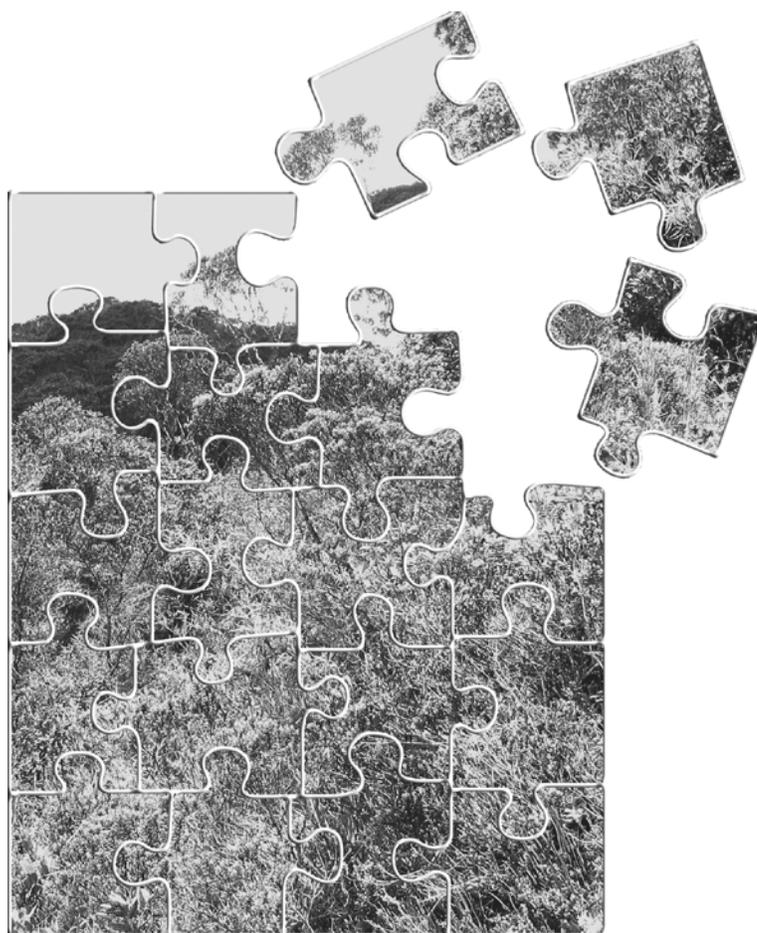
En la tercera parte del libro se presenta un estudio de caso para la restauración ecológica del bosque altoandino en los alrededores del Embalse de Chisacá, haciendo énfasis en plantaciones de pinos, áreas potrerizadas y áreas invadidas por el retamo espinoso (*Ulex europaeus*).

Esperamos que este libro contribuya con los esfuerzos de muchas instituciones y personas interesadas en los problemas que plantea la restauración ecológica y que las ideas aquí expuestas sean de gran utilidad práctica en el desarrollo de proyectos y en la conformación de grupos interesados en el tema.

GRUPO DE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA – UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA



PRIMERA PARTE





1

LOS PASOS FUNDAMENTALES EN LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA

📍 Orlando Vargas, Biólogo
Universidad Nacional de Colombia
jovargasr@unal.edu.co

¿QUÉ ES LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA?

Antes de dar una definición de restauración ecológica es necesario tener en cuenta algunos conceptos que nos pueden ayudar a su comprensión:

1. Los ecosistemas regeneran por sí solos cuando no existen barreras que impidan esta regeneración, lo cual se denomina restauración pasiva (sucesión natural). En otras palabras, la restauración pasiva se refiere a que en un ecosistema degradado al eliminar los factores tensionantes o los disturbios que impiden su regeneración, se restaurará solo.
2. Cuando los ecosistemas están muy degradados no pueden regenerarse solos, es muy lenta su regeneración o se desvía o detiene su dinámica natural; por consiguiente, es necesario implementar estrategias para lograr su recuperación, lo cual se denomina restauración activa o asistida (sucesión dirigida o asistida). En la restauración activa es necesario ayudar o asistir al ecosistema para garantizar que se puedan desarrollar procesos de recuperación en sus diferentes fases y superar las barreras que impiden la regeneración.

Surgen entonces las siguientes preguntas:

*¿Qué conocimientos debemos aplicar para asistir la recuperación de un ecosistema?
¿Qué debemos hacer para recuperar los mecanismos de regeneración de un ecosistema?*

Lo primero que debemos hacer es tener un conocimiento básico de lo que es un ecosistema. Un ecosistema básicamente es un área de cualquier tamaño, con una estrecha relación o asociación de sus componentes físicos (abióticos) y biológicos (bióticos) y organizado de tal manera que si cambia un componente, o subsistema, cambian los otros componentes y en consecuencia el funcionamiento de todo el ecosistema.

En el estudio de los ecosistemas se tiene en cuenta su composición de especies, su estructura y su funcionamiento (procesos), porque en últimas la restauración ecológica es un tipo de manejo de ecosistemas que apunta a recuperar la biodiversidad, su integridad y salud ecológicas. La biodiversidad es su composición de especies (principalmente de los productores primarios, las plantas), la integridad ecológica es su estructura y función y la salud ecológica es su capacidad de recuperación después de un disturbio (resistencia a disturbios y resiliencia), lo cual garantiza su sostenibilidad (13).

En consecuencia la capacidad de restaurar un ecosistema dependerá de una gran cantidad de conocimientos, como por ejemplo: el estado del ecosistema antes y después del disturbio, el grado de alteración de la hidrología, la geomorfología y los suelos, las causas por las cuales se generó el daño; la estructura, composición y funcionamiento del ecosistema preexistente, la información acerca de las condiciones ambientales regionales, la interrelación de factores de carácter ecológico cultural e histórico: es decir la relación histórica y actual entre el sistema natural y el sistema socioeconómico, la disponibilidad de la biota nativa necesaria para la restauración, los patrones de regeneración, o estados sucesionales de las especies (por ejemplo, estrategias reproductivas, mecanismos de dispersión, tasas de crecimiento y otros rasgos de historia de vida o atributos vitales de las especies), las barreras que detienen la sucesión y el papel de la fauna en los procesos de regeneración.

El éxito en la restauración también dependerá de los costos, de las fuentes de financiamiento y voluntad política de las instituciones interesadas en la restauración; pero ante todo de la colaboración y participación de las comunidades locales en los proyectos.

RESTAURACIÓN ECOLÓGICA

La Sociedad Internacional para la Restauración Ecológica (SERI por sus siglas en inglés) define la restauración ecológica como *“el proceso de asistir la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañado, o destruido”* (14). En otras palabras la restauración ecológica es el esfuerzo práctico por recuperar de forma asistida las dinámicas naturales tendientes a restablecer algunas trayectorias posibles de los ecosistemas históricos o nativos de una región. Se entiende que las dinámicas naturales deben estar dirigidas a la recuperación, no de la totalidad sino de los componentes básicos de la estructura, función y composición de especies, de acuerdo a las condiciones actuales en que se encuentra el ecosistema que se va a restaurar (14).

De lo anterior podemos destacar y concluir lo siguiente:

- a. Es factible que con ayuda humana se puedan recuperar los mecanismos de regeneración del ecosistema.
- b. El ecosistema puede volver a una o varias de sus trayectorias posibles, pero difícilmente puede llegar a su estado original.
- c. Estas trayectorias van a depender del conocimiento que se tenga del ecosistema de referencia (ecosistema predisturbio) y del estado actual del ecosistema (ecosistemas postdisturbio).
- d. Las condiciones actuales del ecosistema dependen de la relación histórica entre naturaleza y sociedad.
- e. El objetivo de la restauración ecológica es iniciar o acelerar procesos que conduzcan a la recuperación de un ecosistema.

La visión ecosistémica implica que lo que debe retornar a un estado predisturbio son las condiciones ecológicas que garantizan la recuperación de la composición estructura y función del ecosistema y que recuperan servicios ambientales. Desde este punto de vista la restauración es un proceso integral de visión ecosistémica tanto local, como regional y del paisaje, que tiene en cuenta las necesidades humanas y la sostenibilidad del los ecosistemas naturales, seminaturales y antrópicos.

El valor de usar la palabra restauración desde el punto de vista ecosistémico es que nos ayuda a pensar en todos los procesos fundamentales de funcionamiento de un ecosistema, especialmente en los procesos ligados a las sucesiones naturales (3), sus interacciones y las consecuencias de las actividades humanas sobre estos procesos.

Muchas áreas en el mundo están tan alteradas que ya es difícil hablar de restauración y se pueden emprender otras acciones como la rehabilitación, la reclamación o reemplazo y la revegetalización. En general el concepto de restauración abarca o incluye actividades como la rehabilitación o reemplazo.

REHABILITACIÓN

Varios autores utilizan la palabra rehabilitación como sinónimo de restauración. Pero en realidad su uso presenta diferencias. La rehabilitación no implica llegar a un estado original. Por esta razón la rehabilitación se puede usar para indicar cualquier acto de mejoramiento desde un estado degradado (1), sin tener como objetivo final producir el ecosistema original. Es posible que podamos recuperar la función ecosistémica, sin recuperar completamente su estructura, en este caso estamos hablando de una rehabilitación de la función ecosistémica, muchas veces incluso con un reemplazo de las especies que lo componen (11).

En muchos casos la plantación de árboles nativos o de especies pioneras dominantes y de importancia ecológica puede iniciar una rehabilitación.

RECLAMACIÓN O REEMPLAZO

Reclamación es un término utilizado en la literatura anglosajona (reclamation) y hace referencia, mas al retorno de un estado de utilidad que a un estado original.

Se reemplaza un ecosistema degradado por otro productivo, pero estas acciones no llevan al ecosistema original. Este término ha sido muy utilizado en la recuperación de minas a cielo abierto. Munshower (8) se refiere a la reclamación como a las acciones para la construcción de topografía, suelo y condiciones para las plantas después del disturbio, lo cual puede llevar a que el sitio predisturbio sea diferente, pero permite a la tierra degradada funcionar adecuadamente en el ecosistema del cual este era y es parte.

REVEGETALIZACIÓN

Es un término utilizado para describir el proceso por el cual las plantas colonizan un área de la cual ha sido removida su cobertura vegetal original por efecto de un disturbio. La revegetalización no necesariamente implica que la vegetación original se reestablece, solamente que algún tipo de vegetación ahora ocupa el sitio. Por ejemplo, muchas áreas que sufren disturbios son ocupadas por especies invasoras que desvían las sucesiones a coberturas vegetales diferentes a las originales.

En síntesis la restauración ecológica difiere de la revegetalización, rehabilitación y reclamación en tres aspectos fundamentales:

- a. La restauración busca reestablecer no solamente la función del sitio, sino además sus componentes, estructura y complejidad.
- b. La restauración depende de un propósito intencional y de actividades humanas constructivas.
- c. La restauración no intenta únicamente imitar lo que era un sistema, sino además replicar lo que un sistema hacía y así crear una autoorganización sostenible y persistente. Un sistema restaurado es capaz de sostenerse así mismo, puede resistir invasiones por nuevas especies, es tan productivo como el original y tiene interacciones bióticas similares a la original.

La restauración ecológica como disciplina intencional y multidimensional, tiene otras dimensiones además de la ecológica, como la social, política, económica y ética (14).

La dimensión social busca integrar las poblaciones humanas a los proyectos de restauración y contribuir a mejorar sus condiciones, esto implica que se debe tener un enfoque amplio de restauración para lograr que la gente se identifique con los objetivos de los proyectos. En muchas regiones debe existir una planificación y ordenamiento del paisaje para que la gente esté de acuerdo con que parte de las tierras deben ser destinadas a restauración para garantizar la sostenibilidad de servicios ambientales como el agua y áreas de rehabilitación de suelos para garantizar la sostenibilidad de los sistemas productivos.

Las dimensiones económica y política se refieren principalmente a los costos que implica restaurar grandes áreas y a la necesidad de una voluntad política que haga de la restauración una práctica ligada a la conservación de ecosistemas.

La dimensión ética implica replantear una visión de la naturaleza, cambiar comportamientos de destrucción y reemplazarlos por comportamientos hacia la conservación y restauración. Otro aspecto muy importante es la relación ética con las comunidades locales. En comunidades indígenas donde existe una relación estrecha con la naturaleza hay que tener en cuenta su dimensión espiritual.

¿CÓMO EMPEZAR UN PROCESO DE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA?

Cuando vamos a elegir un área para restaurar nos encontramos ante una gran variedad de factores tanto naturales como sociales que hacen que cada sitio sea único y que las estrategias para restaurar sean diferentes para cada sitio dentro de un mismo ecosistema; por ejemplo, sectores muy cercanos unos de otros tienen una historia de transformación y de uso actual muy diferente, como es el caso de áreas que fueron sometidas a agricultura, pastoreo, plantaciones forestales con especies exóticas, áreas invadidas por especies exóticas, áreas que han sido quemadas y pastoreadas, o que fueron utilizadas para minería. Encontramos entonces una gran heterogeneidad ambiental y una historia de uso difícil de reconstruir. Otras áreas han sido tan modificadas que no quedan muestras en el paisaje del ecosistema original.

Aunque no existen recetas para restaurar un ecosistema, por la particularidad intrínseca de cada sitio, si existen recomendaciones generales basadas en las bases teóricas y conceptuales de la Restauración Ecológica y en las experiencias acumuladas en los intentos de restaurar diferentes ecosistemas en el mundo. En esta Guía Metodológica se presentan algunas estrategias generales que pueden servir para cualquier ecosistema y otras particulares para la restauración del bosque altoandino en áreas con plantaciones de pinos, potreros y áreas invadidas por el retamo espinoso.

En el proceso se van precisando preguntas sobre el ecosistema o comunidad, como las siguientes:

¿Cuales son los conocimientos básicos sobre el sitio que se va a restaurar, su historia y las comunidades humanas que los rodean?
¿Cuales son los factores tensionantes, o barreras a la restauración que impiden la regeneración natural de los sitios a restaurar?
¿Cómo se pueden superar las barreras a la restauración?
¿Cómo formular adecuadamente objetivos de restauración?

Hobbs y Norton (5) han definido cinco fases claves para los programas de restauración:

- Identificar y tratar las causas y procesos responsables de la degradación del ecosistema.
- Definir en forma realista los objetivos y sus formas de evaluación.
- Desarrollar metodologías para implementar tales objetivos.
- Incorporar las metodologías desarrolladas en las prácticas de manejo ecosistémico.
- Evaluar el grado de éxito y monitorear el curso de la restauración.

En general muchos autores coinciden con algunos pasos a seguir, por ejemplo Sánchez (12) resume de la siguiente forma aspectos generales de la restauración: *“en suma, los supuestos y fundamentos de la restauración ecológica requieren que todo esfuerzo práctico sea precedido por un razonamiento claro, basado en la evidencia biológica, la historia del sitio en varias escalas de tiempo, el conocimiento de las causales de deterioro, su extensión, severidad y recurrencia, así como los alcances y posibilidades reales de sus eliminación o reducción, igualmente, es importante que todo proceso de restauración ecológica se plantee posibles objetivos concretos, a la escala adecuada y con el énfasis puesto en la recuperación a largo plazo”*.

En esta Guía Metodológica se proponen 13 pasos fundamentales a tener en cuenta en un proyecto de restauración ecológica, los cuales pueden ayudar a estructurar proyectos en diferentes circunstancias. No se trata de una receta para restaurar sino de una forma de pensar la complejidad y particularidad de los sitios a restaurar. Los pasos a seguir no necesariamente tienen que ser en el orden propuesto, todo depende de la particularidad de los sitios, de las escalas y los objetivos propuestos.

13 PASOS EN LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA

1. Definir el ecosistema o comunidad de referencia.
2. Evaluar el estado actual del ecosistema o comunidad.
3. Definir las escalas y niveles de organización.
4. Establecer las escalas y jerarquías de disturbio.
5. Lograr la participación comunitaria.
6. Evaluar el potencial de regeneración del ecosistema.
7. Establecer las barreras a la restauración a diferentes escalas.
8. Seleccionar las especies adecuadas para la restauración.
9. Propagar y manejar las especies.
10. Seleccionar los sitios.
11. Diseñar estrategias para superar las barreras a la restauración.
12. Monitorerar el proceso de restauración.
13. Consolidar el proceso de restauración.

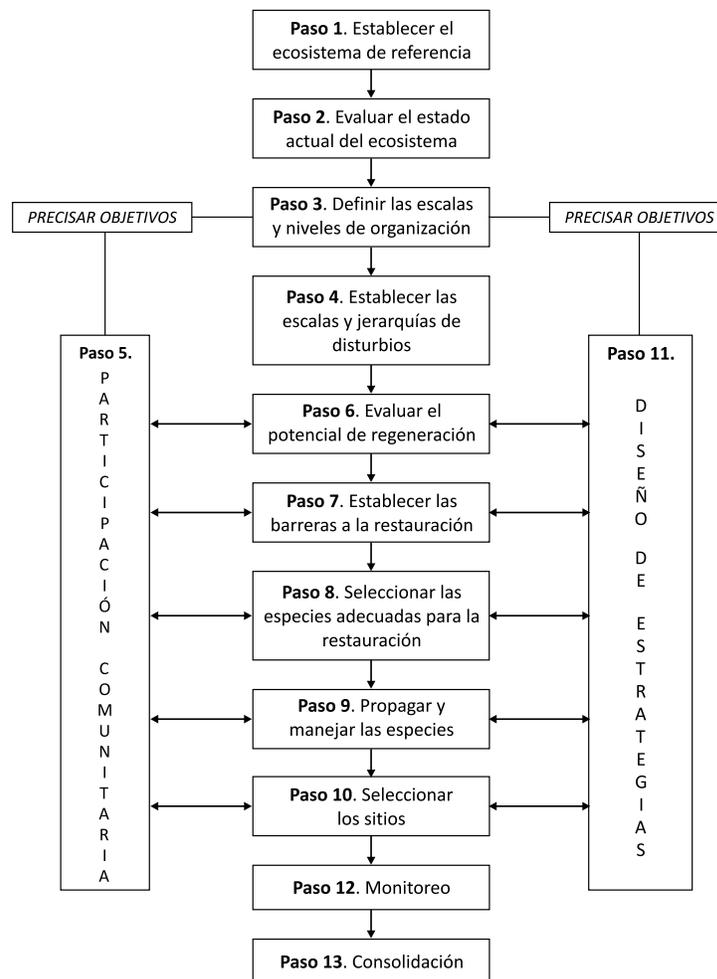


Figura 1. Secuencia y relaciones de los 13 pasos fundamentales en la restauración ecológica.

En la Figura 1 se presenta la secuencia de los 13 pasos fundamentales en la restauración ecológica. Los pasos 5 y 11 son transversales y están presentes en casi todo el proceso de las fases diagnóstica y experimental. Esto quiere decir que la participación comunitaria es muy importante en todo el proceso de restauración y que el diseño de estrategias se va retroalimentando de los conocimientos derivados de los pasos 6 a 10.

Los 13 pasos los podemos agrupar en cuatro grandes categorías con sus divisiones de la siguiente manera:

1. FASES	<ul style="list-style-type: none"> a. Diagnóstica (Pasos 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7) b. Experimental (Pasos 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11) c. Monitoreo (Paso 12) d. Consolidación (Paso 13)
2. ESCALAS	<ul style="list-style-type: none"> a. Regional b. Local c. Parcela
3. NIVELES	<ul style="list-style-type: none"> a. Paisaje b. Comunidad c. Población – organismo
4. BARRERAS A LA RESTAURACIÓN	<ul style="list-style-type: none"> a. Barreras a la dispersión b. Barreras al establecimiento c. Barreras a la persistencia d. Barreras sociales

NOTA: Los pasos 5, 6 y 7 son comunes a las fases diagnóstica y experimental, porque es necesario, en algunos casos, hacer experimentos para poder diagnosticar adecuadamente el estado del ecosistema y precisar las barreras a la restauración.

En la Figura 2 se presenta un esquema de relación de estas cuatro categorías y sus divisiones. La influencia humana y la participación comunitaria se pueden entender como una escala social que permea todas las escalas y niveles y se relaciona con todas las fases y barreras a la restauración.

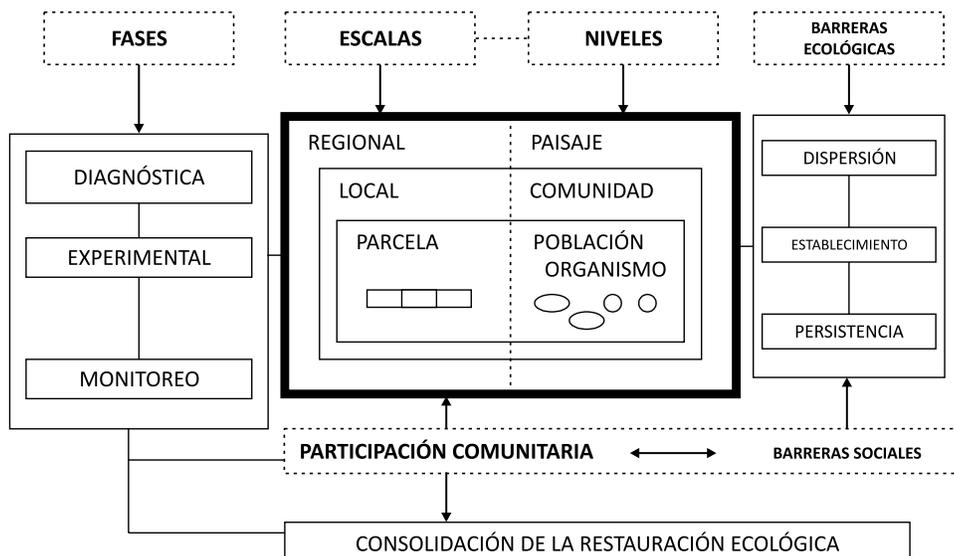


Figura 2. Relación entre las cuatro grandes categorías y sus divisiones.

A continuación se explica brevemente cada uno de los pasos, y en el capítulo siguiente se precisa su importancia y se dan recomendaciones de como desarrollar cada paso.

FASE DIAGNÓSTICA · PASOS 1-2-3-4-5-6-7

PASO 1. DEFINIR EL ECOSISTEMA DE REFERENCIA

La definición del ecosistema de referencia es uno de los problemas centrales de la restauración ecológica. La rápida destrucción y reemplazo de muchos ecosistemas ha hecho que no se tengan registros del ecosistema histórico en las diferentes regiones del mundo. Otros ecosistemas al ser degradados son colonizados masivamente por especies invasoras o por especies colonizadoras de ecosistemas aledaños, como el caso de la sabanización, paramización y aridización, en los ecosistemas colombianos.

En consecuencia, la transformación de la naturaleza implica: pérdida de hábitats y su heterogeneidad ambiental, desconocimiento de las especies dominantes y de las especies pioneras del ecosistema histórico, la fragmentación y pérdida de conectividad: en consecuencia los sitios que se van a restaurar no tienen un referente cercano de la comunidad o ecosistema. Esto conlleva una dificultad para concretar objetivos y para definir metas a largo plazo,

Sin embargo, y debido a la gran complejidad y heterogeneidad ambiental de Colombia, aún podemos encontrar grandes y pequeños relictos de los ecosistemas originales que pueden servir de referencia en proyectos de restauración ecológica. Estos relictos hay que conservarlos porque reflejan trayectorias posibles del ecosistema original. Muchas especies pueden estar extintas localmente, pero no regionalmente y el conocimiento de su distribución y etapa sucesional es una prioridad en programas regionales de restauración.

Un primer paso, entonces, es tener un conocimiento claro de la región y su historia de uso, para lo cual es necesario hacer una reconstrucción histórica del ecosistema a restaurar: su extensión, el tipo de ecosistema, sus especies más importantes y como fue la transformación y las épocas en que aparecieron sus diferentes usos (12).

La falta de información completa del ecosistema original no debe ser disculpa para no hacer nada, lo importante es iniciar procesos y en la medida que se desarrolla el conocimiento regional se pueden ir ajustando las trayectorias sucesionales, para que la naturaleza recupere mecanismos a diferentes escalas de espacio y tiempo.

PASO 2. EVALUAR EL ESTADO ACTUAL DEL ECOSISTEMA

Se hace una evaluación previa del ecosistema, y se evalúan sus condiciones actuales. En esta fase se empieza a tener evidencia del problema para poder precisar posteriormente los objetivos de restauración. Se hace énfasis, de acuerdo al ecosistema de referencia (paso 1), en el estado actual del ecosistema en términos de su integridad ecológica: composición de especies, estructura y función. En este paso se va iniciando la comprensión entre los factores de alteración y los atributos del ecosistema.

Es necesario iniciar la comprensión del área, en el contexto regional del ecosistema. Con los pasos 1 y el 2, se va adquiriendo muchas fuentes de información, sobre la distribución del ecosistema y o de ecosistemas similares, en este caso es muy importante la opinión de expertos, el conocimiento local y la tradición indígena.

En el caso de las áreas protegidas es necesario tener información de sus categorías de conservación (nacionales, departamentales, municipales) y su relación con las áreas vecinas (zonas de amortiguación).

PASO 3. DEFINIR LAS ESCALAS Y NIVELES DE ORGANIZACIÓN

Dentro de los ecosistemas se presentan múltiples procesos los cuales operan a diferentes escalas regulando la composición de especies y la estructura y función del ecosistema. Las escalas son temporales y espaciales.

Una comprensión de la estructura y función del ecosistema en varias escalas espaciotemporales es esencial en los proyectos de restauración. Los sitios a restaurar están en relación con escalas más grandes, por ejemplo, una cuenca hidrográfica dentro de

una región, y por consiguiente los objetivos de la restauración se definen en las escalas espaciales más importantes y de mayor influencia.

Los ecosistemas actuales son mosaicos de hábitats que varían en espacio y tiempo. Los disturbios naturales y antrópicos afectan los patrones de estos mosaicos de vegetación y los procesos a escala de paisaje.

Debido a que las escalas de disturbios y su extensión son impredecibles es importante tener en cuenta que la restauración es un proceso complejo y la formulación de objetivos tiene que ser flexible.

La distribución espacial y dinámica de los parches de hábitat dentro de un paisaje afecta la distribución y abundancia de muchas especies, especialmente las de amplio rango de distribución que dependen de recursos a escala de paisaje. Un sitio restaurado forma un parche que puede contribuir a escala de paisaje con diferentes recursos y de esta manera contribuye a determinar la distribución y abundancia de las especies a escala regional. La perspectiva regional es muy importante para evaluar la influencia del paisaje sobre el proyecto y las consecuencias de la restauración en el contexto de un paisaje.

A nivel espacial se presentan diferentes escalas que van desde las características de los individuos hasta la distribución de una especie en un paisaje, o desde la escala de parcela hasta la escala regional. Las escalas temporales son las más complicadas de abordar, puesto que al estudiar y comprender un proceso es necesario abarcar su duración completa.

Las escalas han sido abordadas de diferentes formas a la hora de estudiar la respuesta de los ecosistemas a las alteraciones (disturbios) humanos y naturales. A escalas espaciales se realizan estudios para observar requerimientos de germinación de semillas o crecimiento de plántulas hasta estudios sobre unidades de paisaje y cuencas hidrográficas, normalmente a mayor especificidad (menor escala) se necesita un mayor número de datos para poder determinar el estado del ecosistema. A escalas temporales el estudio se determina principalmente por los ciclos de disturbio y/o procesos sucesionales (17).

Los proyectos de restauración ecológica abarcan diferentes niveles de organización desde poblaciones de especies, comunidades, ecosistemas y paisajes. En cada nivel se deben definir claramente los objetivos porque cambia la escala, puede ser regional, local o de parcela.

Una recomendación importante cuando se trabajan varios niveles y escalas es entender cómo niveles inferiores condicionan fenómenos a escala superior.

DEFINICION DE OBJETIVOS

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

Los objetivos se deben establecer con mucha claridad para lograr que el proyecto tenga éxito en términos de efectividad y costos. Se debe estar seguro de las influencias externas. Es muy importante tener en cuenta el cambio global, principalmente en relación con especies invasoras y cambios climáticos

PASO 4. ESTABLECER LAS ESCALAS Y JERARQUÍAS DE DISTURBIO

El carácter dinámico de los ecosistemas terrestres es una función del régimen de disturbios que opera en un amplio rango de escalas espacio-temporales. A su vez, los patrones espacio-temporales de los disturbios en un paisaje resultan de la interacción de patrones climáticos, topográficos y geomorfológicos y, de la estructura y dinámica de la vegetación en el paisaje (6).

El análisis de los disturbios (naturales y antrópicos) dentro de un modelo jerárquico y su relación con los diferentes tipos de dinámica de la vegetación son la base para la comprensión de la dinámica de los patrones de paisaje en diferentes escalas.

Dentro de los disturbios naturales, en una megascale se presentan eventos catastróficos, que alteran el sustrato y trastornan los mecanismos de persistencia y recuperación de las especies, como los grandes fenómenos geológicos de deriva continental, tectónica de placas (como el levantamiento de los Andes y del Istmo de Panamá y, actividad volcánica), así como los ciclos

glaciales e interglaciales. Otros disturbios naturales presentes son: erosión, lluvias y vientos, heladas, disturbios producidos por animales y fuego.

Disturbios antrópicos se relacionan con ganadería y agricultura, la explotación de minas (calizas, carbón, oro), la construcción de obras civiles (embalses, oleoductos y carreteras) y el uso de especies (corte para leña) y del suelo (siembra de especies forestales).

El disturbio es determinante en la dinámica ecológica ya que es uno de los factores que desencadenan el proceso de sucesión. Por ello puede considerarse que un disturbio es cualquier evento relativamente discreto en el tiempo, que irrumpe en la estructura de las poblaciones, las comunidades o el ecosistema y cambia la disponibilidad de recursos y el ambiente físico. En general, se consideran como disturbios los eventos destructivos de origen natural o antrópico y las fluctuaciones ambientales que estos puedan presentar en espacio y tiempo.

Al estar ligados los procesos de sucesión ecológica y de disturbio es difícil realizar predicciones respecto al rumbo o dirección que seguirá la comunidad en su sucesión a través del tiempo, ya que las dimensiones espaciales (tamaño, forma), temporales (duración, frecuencia) y la magnitud (intensidad, severidad) de los disturbios se constituyen en factores determinantes de la dirección (composición y diversidad de especies) de la sucesión ecológica (4).

Un disturbio es considerado directo si su acción afecta la supervivencia o permanencia de los individuos en un lugar determinado, e indirecto si su acción altera los niveles de recurso de un modo u otro, para finalmente repercutir en la supervivencia o permanencia de los individuos. Si un disturbio es predecible, la comunidad puede adaptarse a él, pero si es impredecible tendrá un gran impacto (desplazamiento o muerte de individuos) sobre ella (10).

El efecto del disturbio es hacer que la comunidad regrese a un estado de sucesión anterior, así como crear espacios que permitan el ingreso de otras especies. Los disturbios hacen parte de la dinámica de los sistemas naturales. El que ocurran a diferentes escalas espacio – temporales puede afectar la organización de un ecosistema de modo selectivo o general según el tipo e intensidad del mismo.

FASES DIAGNÓSTICA Y EXPERIMENTAL · PASOS 5-6-7

PASO 5. LOGRAR LA PARTICIPACIÓN COMUNITARIA

Como hemos mencionado la restauración ecológica es una actividad con diferentes escalas espaciales y temporales, en las cuales los disturbios antrópicos juegan un papel importante en cualquier escala que se elija. Así sea un área de conservación la influencia humana todo lo permea a cualquier escala.

La pérdida de los servicios ambientales de los ecosistemas es también una preocupación de las gentes en cualquier región y por consiguiente hay que tener en cuenta tanto el manejo regional como las necesidades de las comunidades locales.

Por eso es muy importante que la gente participe activamente, desde su formulación en los proyectos de restauración, esto puede garantizar su continuidad y consolidación.

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

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

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

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

PASO 6. EVALUAR EL POTENCIAL DE REGENERACIÓN

En la fase diagnóstica la evaluación del potencial de regeneración se refiere a la disponibilidad de especies en la región, su ubicación, su etapa sucesional y abundancia.

En esta fase se tiene una aproximación a las especies pioneras y a las especies sucesionales tardías, a las especies dominantes, codominantes y raras y sobre todo a las especies que potencialmente pueden ser utilizadas en experimentos de restauración.

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

En esta fase es necesario tener un inventario de la composición de especies y una clasificación de las etapas sucesionales para tratar de definir la estructura de las especies dominantes en el ecosistema histórico y en diferentes trayectorias sucesionales según los mosaicos actuales producto de diferentes regímenes de disturbios.

PASO 7. ESTABLECER LAS BARRERAS A LA RESTAURACIÓN A DIFERENTES ESCALAS

Una de las actividades más importantes en la fase diagnóstica es la definición de las diferentes barreras a la restauración, tanto ecológicas como sociales, para lo cual es muy importante el conocimiento del estado de la región. Es necesario definir hasta que punto las condiciones actuales pueden garantizar la recuperación del ecosistema a una trayectoria sucesional posible, tomada como meta.

Las barreras se pueden definir teniendo en cuenta las diferentes etapas de las plantas en la fase de dispersión, establecimiento y persistencia y las barreras sociales que impiden la regeneración de los ecosistemas (16).

En esta fase diagnóstica es necesario hacer investigaciones básicas para evaluar el estado del potencial de regeneración. Es necesario definir si es necesario desarrollar una fase de rehabilitación del suelo y el régimen hidrológico, antes de proceder a otros aspectos de la restauración.

FASE EXPERIMENTAL · PASOS 8-9-10-11

PASO 8. SELECCIONAR LAS ESPECIES ADECUADAS PARA LA RESTAURACIÓN

La selección de especies para la restauración es un aspecto muy importante, puesto que el éxito de los proyectos depende de esta selección.

Del listado de especies y sus trayectorias sucesionales registrado en el potencial de regeneración, se seleccionan las especies más importantes bajo una escala de atributos o rasgos de historia de vida que pueden ser útiles en los sitios que se van a restaurar.

En esta fase es necesario combinar el conocimiento de la gente y el conocimiento de expertos locales y científicos.

PASO 9. PROPAGAR Y MANEJAR LAS ESPECIES

Una vez seleccionadas las especies se presenta el problema de la consecución del material, muchas especies no se consiguen en los viveros locales, o las cantidades no son suficientes para el requerimiento de los experimentos o del tamaño de las áreas.

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

Un error muy común en proyectos de restauración es la siembra directa de árboles en áreas potrerizadas o áreas abiertas, donde las condiciones ambientales son extremas.

PASO 10. SELECCIONAR LOS SITIOS

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

En este paso se evalúa principalmente el estado del suelo a escalas locales y de parcela.

Algunos criterios de selección de los sitios son los siguientes:

1. Ubicación en sitios accesibles.
2. Definir el área y su grado de alteración.
3. Evaluar el estado del suelo y su hidrología
4. Definir si aún persisten los disturbios a esa escala y predecir si se pueden volver a presentar. Si no se eliminan de una forma definitiva los factores tensionantes es posible que el proyecto no sea viable.
5. Evaluar con las comunidades locales las actividades humanas, buscando la mayor compatibilidad posible con el proyecto.
6. Tener en cuenta las recomendaciones de las comunidades locales en cuanto a fenómenos estacionales como inundaciones.

PASO 11. DISEÑAR ESTRATEGIAS PARA SUPERAR LAS BARRERAS A LA RESTAURACIÓN

Dada la variedad de disturbios y sitios en los que ocurren, es necesario el desarrollo de técnicas físicas, químicas y biológicas que puedan ser utilizadas independientemente y/o conjuntamente para alcanzar los resultados deseados a partir de diferentes condiciones iniciales (7).

El primer paso crítico para los programas de restauración y rehabilitación es la identificación y posterior supresión o atenuación de los factores responsables de la degradación ambiental. Un segundo paso crítico es el restablecimiento de las condiciones edáficas, hidrológicas y microclimáticas con reintroducción de biota nativa (9).

FASE DE MONITOREO · PASO 12

PASO 12. MONITOREAR EL PROCESO DE RESTAURACIÓN

Es necesario diseñar un sistema de seguimiento del área sujeta a restauración, dejando claramente establecidos los indicadores que resulten más apropiados para la escala y tipo de caso que se trate y un método estándar para medir sus variaciones, referidas al espacio y al tiempo.

Mantener un seguimiento puntual de la llegada de especies exóticas invasoras al área de restauración, procurando evitar su establecimiento por todos los medios posibles.

Con la información colectada durante el proceso se puede replantear nuevamente el modelo y se evalúan indicadores de éxito que se deben diseñar y evaluar a lo largo del proceso.

FASE DE CONSOLIDACIÓN · PASO 13

PASO 13. CONSOLIDAR EL PROCESO DE RESTAURACIÓN

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

Un aspecto a tener en cuenta en la consolidación es la integración natural del área restaurada con el aspecto del paisaje natural remanente.

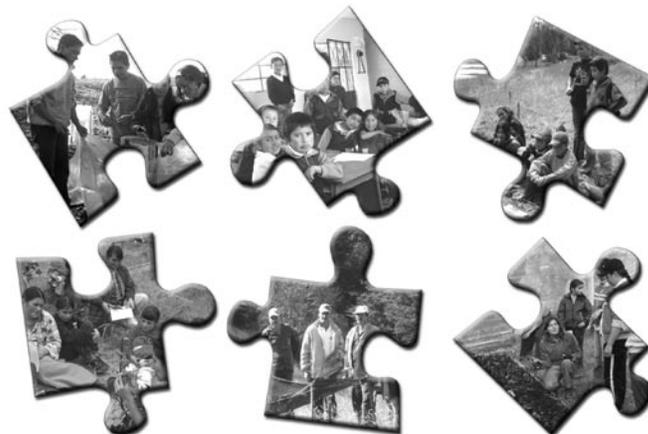
Para consolidar procesos de restauración es necesario establecer áreas piloto donde se garantice el desarrollo del proyecto a largo plazo.

LITERATURA CITADA

1. BRADSHAW, A.D. 2002. Introduction and Philosophy. En: M.R. Perrow & A.J. Davy (Eds.) *Handbook of Ecological Restoration Vol. 1 Principles of Restoration*. Pp 3-9. Cambridge University Press.
2. BROWN, S y A.E. LUGO. 1994. Rehabilitation of tropical lands: a key to sustaining. *Restoration Ecology* 2(2): 97-111.
3. CAIRNS, J. 1987. Disturbed Ecosystems as Opportunities for Research in Restoration Ecology. En: Jordan, W.R., Gilpin, M. & Aber, J. (Eds.). *Restoration Ecology. A Synthetic Approach to Ecological Research*. Pp. 307-320. Cambridge University Press.
4. GLEEN-LEWIN, D.C. y E. VAN DER MAAREL 1992. Patterns and processes of vegetation dynamics. Pp. 11-59. En: D.C. Gleen-Lewin, R. Peet y Th. Veblen (Eds). *Plant Succession. Theory and Prediction*. Chapman and Hall.
5. HOOBS, R. J. y D. A. NORTON 1996. Towards a conceptual framework for restoration ecology. *Restoration Ecology* 4(2): 93-110.
6. HUSTON, M. 1994. *Biological Diversity: the coexistence of species on changing landscapes*. Cambridge University Press.
7. MELI, P. 2003. Restauración ecológica de bosques tropicales: veinte años de investigación académica. *Interciencia* 28(10): 581-589.
8. MUNSHOWER, F.F. 1994. *Practical Handbook of Disturbed Land Revegetation*. Lewis Publishers. Boca Ratón, Florida.
9. PRIMACK, R. & MASSARDO, F. 2001. Restauración Ecológica. En: R. Primack, R. Rossi, P. Feinsinger, R. Dirzo & F. Massardo (Eds). *Fundamentos de Conservación Biológica. Perspectivas Latinoamericanas*. Pp. 559-582. Fondo de Cultura Económica. México.
10. REICE, S.R. 1994. Nonequilibrium, determinants of biological community structure. *American Scientist*, 82: 424 – 435.
11. SAMPER, C. 2000. Ecosistemas Naturales, Restauración Ecológica e Investigación. En: E. Ponce de León (Ed.). *Memorias del Seminario de Restauración Ecológica y Reforestación*. Pp. 27-37. Fundación Alejandro Ángel Escobar – Fescol – GTZ. Bogotá, Colombia.
12. SÁNCHEZ, O. 2005. Restauración ecológica: algunos conceptos, postulados y debates al inicio del siglo XXI. En: Sánchez, O, E. Peters, R, Márquez, E. Vega, G. Portales, M. Valdez y Danae Azuara (Eds). *Temas sobre restauración ecológica*. Instituto Nacional de Ecología. México.
13. SCB. Society for Conservation Biology. 2004. Principles of Conservation Biology: Recommended guidelines for conservation literacy from the education committee of the Society for Conservation Biology. *Conservation Biology* 18(5): 1180-1190.
14. SER. Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group. 2004. *The SER International Primer on Ecological Restoration*. www.ser.org & Tucson: Society for Ecological Restoration International.
15. VARGAS O. y F. MORA 2007. La restauración ecológica. Su contexto, definiciones y dimensiones. Pp. 14-32. En: O. Vargas (ed). *Estrategias para la restauración ecológica del bosque altoandino*. Universidad Nacional de Colombia – Colciencias.
16. VARGAS O., A. DÍAZ, L. TRUJILLO, P. VELASCO, R. DÍAZ, O. LEÓN y A. MONTENEGRO. 2007. Barreras para la Restauración Ecológica. Pp. 46-66. En: O. Vargas (ed). *Estrategias para la restauración ecológica del bosque altoandino*. Universidad Nacional de Colombia – Colciencias.
17. VOGT, K.A, J.C. GORDON, J.P. WARGO, D.J. VOGT and collaborators. 1997. *Ecosystems. Balancing science with management*. Springer.

En Colombia se han hecho esfuerzos en la búsqueda de estrategias, guías y recomendaciones para la restauración ecológica, algunos ejemplos son:

- **Calle, Z.** 2003. Restauración de suelos y vegetación nativa: Ideas para una ganadería andina sostenible. CIPAV.
- **Camargo G.** 2007. Manual básico de restauración ecológica participativa. Parques Nacionales Naturales de Colombia.
- **Cano, I. y N. Zamudio** 2006. Recuperar lo nuestro. Una experiencia de restauración ecológica con participación comunitaria en predios del embalse de Chisacá. O. Vargas y Grupo de Restauración Ecológica (eds). Universidad Nacional de Colombia, Acueducto de Bogotá, Jardín Botánico, DAMA.
- **Escuela de Restauración Ecológica (Ed.)** 2007. Memorias del Primer Simposio Nacional de Experiencias de Restauración Ecológica, julio 31 a agosto 3. Universidad Javeriana
- **Manrique, O.H.** 2004. Guía Técnica para la Restauración Ecológica en Áreas con Plantaciones Forestales Exóticas en el Distrito Capital. DAMA.
- **Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial.** 2003. Restauración de Ecosistemas. A partir del manejo de la vegetación. Guía Metodológica. Banco Mundial. MAVDT, CONIF.
- **Ríos, H.F.** 2005. Guía Técnica para la Restauración Ecológica de Áreas Afectadas por Especies Vegetales Invasoras en el Distrito Capital. Jardín Botánico de Bogotá José Celestino Mutis.
- **Rivera, J.H y J.A. Sinisterra.** 2006. Uso social de la bioingeniería para el control de la erosión severa. CIPAV - CVC.
- **Salamanca B. y G. Camargo.** 2000. Protocolo Distrital de Restauración Ecológica. Guía para la restauración de ecosistemas nativos en las áreas rurales de Santa Fe de Bogotá. Departamento Técnico Administrativo del Medio Ambiente y Fundación Bachaqueros.
- **Universidad Javeriana.** 2007. Restauración Ecológica de Canteras. Número especial de Universitas Scientiarum Vol.12. Revista de la Facultad de Ciencias.
- **Vargas O.** 2006 (editor). En busca del bosque perdido. Una experiencia de restauración ecológica en predios del embalse de Chisacá. Universidad Nacional de Colombia, Acueducto de Bogotá, Jardín Botánico, DAMA.
- **Vargas O.** (editor) 2007. Estrategias para la restauración ecológica del bosque altoandino. El Caso de la Reserva Forestal Municipal de Cogua, Cundinamarca. Universidad Nacional de Colombia. Colciencias.
- **Vargas O.** (editor) 2007. Restauración ecológica del bosque altoandino. Estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores del Embalse de Chisacá, localidad de Usme. Bogotá D.C. Universidad Nacional de Colombia, Acueducto de Bogotá, Jardín Botánico, Secretaría Distrital de Ambiente.



SEGUNDA PARTE

- FASES**
- Diagnóstica
 - Experimental
 - Monitoreo y Consolidación



FASE DIAGNÓSTICA





2

PASO 1. EL ECOSISTEMA DE REFERENCIA

📍 Orlando Vargas, Biólogo
Universidad Nacional de Colombia
jovargasr@unal.edu.co

Las primeras preguntas que nos formulamos en un proyecto de restauración ecológica son:

*¿Cual es el ecosistema o comunidad que se va a restaurar?
¿Cuales son las condiciones de referencia hacia donde se
debe encaminar un proyecto de restauración?*

Contestar estas preguntas es muy importante para definir que se va a comparar en términos de composición, estructura y función y posteriormente los criterios a tener en cuenta para medir el éxito de tratamientos o experimentos de restauración.

La idea de un ecosistema de referencia plantea muchos problemas de orden práctico relacionados con nuestra capacidad de definir el estado original (1, 2, 5). En la mayoría de los casos esta es una tarea difícil o hasta imposible, pues no existen estudios previos sobre la estructura de las comunidades que allí se presentaban o sobre los flujos y procesos al nivel ecosistémico. En buena parte de los casos solo se tiene un listado taxonómico aproximado de algunas especies y su posible distribución (4), pero no existen estudios ecológicos locales ni regionales de la vegetación.

La influencia humana sobre los ecosistemas puede datar de varios siglos, y nuestra capacidad para diferenciar los procesos y estructuras naturales puede ser limitada. Adicionalmente, la escala a la cual el hombre modifica su medio ambiente, es hoy en día no solo local o regional, sino continental y global. En este sentido, procesos como el cambio climático global o las invasiones de especies afectan ecosistemas en lugares que aún consideramos naturales o no intervenidos (4).

Otro problema de carácter práctico, relacionado con el concepto de ecosistema original, es asumir que una vez el sistema ha sido disturbado aún se presentan las condiciones ecológicas

requeridas para el restablecimiento de dicho sistema original. Sin embargo, para la mayoría de casos un retorno completo a la situación histórica es poco probable, dado el cambio constante de los procesos que definen el desarrollo de comunidades y paisajes (2). Es posible que las condiciones generadas por la perturbación del sistema sean tan extremas que generen restricciones permanentes para el restablecimiento del ecosistema original. En un contexto de este tipo no tiene sentido la búsqueda del restablecimiento de tal ecosistema, en la medida en que este no será autosostenible.

La naturaleza dinámica de los ecosistemas implica que existe un rango de posibles resultados en el corto y el largo plazo dentro de un proyecto de restauración (1, 2).

Los objetivos de la restauración deberían enfocarse entonces en las características deseadas para el sistema en el futuro, más que en la relación de lo que éste era en el pasado (1).

RECOMENDACIONES PARA ESTABLECER EL ECOSISTEMA DE REFERENCIA

1. Trabajos paleoecológicos regionales.
2. Reconstrucción de datos históricos: Cronistas, viajeros geógrafos, naturalistas... etc.
3. Evidencias recientes: fotos aéreas, mapas, fotografías, historia oral.
4. Historia de uso de la tierra y dinámicas sociales.
5. Relictos actuales en el paisaje, caracterización de áreas adyacentes e interpretación de la dinámica actual de la vegetación. Transformación del paisaje.

1. La historia de clima y vegetación de un lugar es fundamental para entender el ecosistema que existió en los últimos miles de años (ecosistema histórico), generalmente antes de la transformación y destrucción de los ecosistemas por el hombre, es decir aproximadamente los últimos 10.000 años antes del presente (Holoceno). Gracias a los trabajos del Dr. Thomas van der Hammen y colaboradores, actualmente tenemos una visión completa de los ecosistemas que existieron en tierras altas y bajas de Colombia, de sus fluctuaciones en tiempo y espacio, de algunas especies dominantes y el tipo de vegetación (véase por ejemplo (3) y la Revista el Cuaternario de Colombia). Estos trabajos aportan datos de la distribución de los ecosistemas en el pasado y tienen valiosos estudios de su distribución altitudinal y latitudinal en los últimos miles de años.
2. Los Cronistas de Indias, los viajeros y naturalistas extranjeros, la expedición botánica y la Comisión Corográfica; aportan muchos datos interesantes sobre la distribución de las plantas y animales, los usos de la tierra, que pueden contribuir a establecer los tipos de vegetación que existieron en un lugar determinado y sus especies dominantes.
3. Evidencias mas recientes se pueden obtener a partir de mapas, fotos aéreas, fotografías, dibujos y de la historia reciente de la región transmitida por tradición oral.
4. La historia de uso de la tierra y las dinámicas sociales es una fuente de datos interesantes sobre la transformación de los paisajes y las diferentes etapas de uso, la tecnología utilizada y la forma como vivían los pobladores de una región.
5. En los paisajes aún quedan relictos de la vegetación original que pueden indicar trayectorias sucesionales posibles que pueden servir de referencia. El estudio de la vegetación actual y su dinámica es fundamental para establecer trayectorias sucesionales posibles.

Para ayudar a establecer el ecosistema de referencia y sus especies dominantes y los tipos de transformación del paisaje en este paso se puede empezar a hablar con los pobladores de la región a través de encuestas semiestructuradas que tengan en cuenta las siguientes preguntas: (en este paso se pueden ir adelantando los pasos 4 y 5).

ENCUESTA (ejemplos de tipos de preguntas)

1. ¿Cómo hablaban de la región sus abuelos y otros familiares (agua, suelo, vegetación, las plantas, los animales, el clima, los cultivos, la ganadería... etc.)?
2. ¿En que épocas aumentaron los cultivos y la ganadería? ¿Qué tipos de animales utilizaban para ganadería?
3. ¿En qué sitios aún persisten las especies nativas de la región?
4. ¿Qué lugares se han cubierto de vegetación nativa después de ser abandonados? ¿Esos lugares tienen las especies de la región o tienen otras especies?
5. ¿Qué fincas tienen todavía bosques? (o el ecosistema histórico).
6. ¿Cuánto hace que se introdujeron plantas como pinos, eucaliptus, acacias, retamos?
7. ¿Desde cuándo recuerda ha aumentado la erosión?
8. ¿Han disminuido las fuentes de agua?
9. ¿Qué animales nativos existían antes y cuales actualmente?
10. ¿Qué especies de plantas fueron las más utilizadas para leña?
11. ¿Existieron explotaciones de madera en la región?
12. ¿Utilizan frecuentemente el fuego antes de sembrar, o para ganadería extensiva?

LITERATURA CITADA

1. HOBBS, R.J. & HARRIS, J.A. 2001. Restoration Ecology: Repairing the Earth's Ecosystems in the New Millennium. *Restoration Ecology* 9(2): 239-246.
2. VAN DIGGELEN, R., GROOTJANS, A.P. & HARRIS, J.A. 2001. Ecological Restoration: State of the Art or State of the Science? *Restoration Ecology* 9(2): 115-118.
3. VAN DER HAMMEN, Th. 1992. Historia, ecología y vegetación. Fondo Fen, Corporación Araracuara. Bogotá.
4. VARGAS O. y F. MORA 2007. La restauración ecológica. Su contexto, definiciones y dimensiones. Pp. 14-32. En: O. Vargas (ed). Estrategias para la restauración ecológica del bosque altoandino. Universidad Nacional de Colombia – Colciencias.
5. Vidra, R.L. 2003. What Are Your Ethical Challenges? *Ecological Restoration* 21(2): 120-121.

3

PASO 2. EVALUAR EL ESTADO ACTUAL DEL ECOSISTEMA

📍 Orlando Vargas, Biólogo
Universidad Nacional de Colombia
jovargasr@unal.edu.co

En el paso 1 se tiene la primera evidencia del estado del ecosistema al tratar de buscar el ecosistema de referencia por diferentes métodos. En el paso 2, se precisan variables o atributos del ecosistema y se inicia la comprensión de escalas (paso 3 y 4).

En este paso es importante tener información preliminar acerca del ecosistema para evaluar las condiciones y empezar a definir el problema de restauración. Un aspecto muy importante es empezar a ligar factores tensionantes (disturbios) y atributos del ecosistema, para determinar el grado en el cual los indicadores de integridad ecológica se desvían de las condiciones de referencia y las amenazas y causas de degradación a las que pueden estar y están sometidos relictos del ecosistema o grandes áreas como en el caso de las Áreas Protegidas.

Lo más importante de este paso es ubicar el área a restaurar en un contexto regional y del paisaje.



ATRIBUTOS DEL ECOSISTEMA PARA EVALUACIÓN PRELIMINAR

CONDICIONES DEL PAISAJE

- | |
|---|
| <ul style="list-style-type: none"> • Relictos o parches del ecosistema original <ul style="list-style-type: none"> - Patrones y estructura: Número, tamaño, forma, conectividad. • Tipos de Matrices (potreros, cultivos, plantaciones) |
|---|

CONDICIONES BIÓTICAS

- | |
|--|
| <ul style="list-style-type: none"> • Tipos de comunidades: Composición de especies, dinámica de la vegetación, estratificación, estructura trófica. • Poblaciones de especies sucesionales tempranas y tardías. • Organismos: estado fisiológico, estrés, enfermedades. |
|--|

CONDICIONES ABIÓTICAS

- | |
|---|
| <ul style="list-style-type: none"> • Estado del suelo y el agua: Valoración físico-química, contaminación, erosión. • Hidrología y geomorfología: Flujo de agua superficial, hidrodinámica estacional, cambios en niveles freáticos, acumulación de sedimentos. |
|---|

PROCESOS ECOLÓGICOS

- | |
|--|
| <ul style="list-style-type: none"> • Flujo de energía: Productividad Primaria. • Flujo de Materia: Ciclos de nutrientes. |
|--|

RÉGIMEN NATURAL DE DISTURBIOS (Véase paso 4)
--

- | |
|---|
| <ul style="list-style-type: none"> • Frecuencia. • Intensidad. • Extensión. • Duración. |
|---|

4

PASO 3. DEFINIR LAS ESCALAS Y NIVELES DE ORGANIZACIÓN

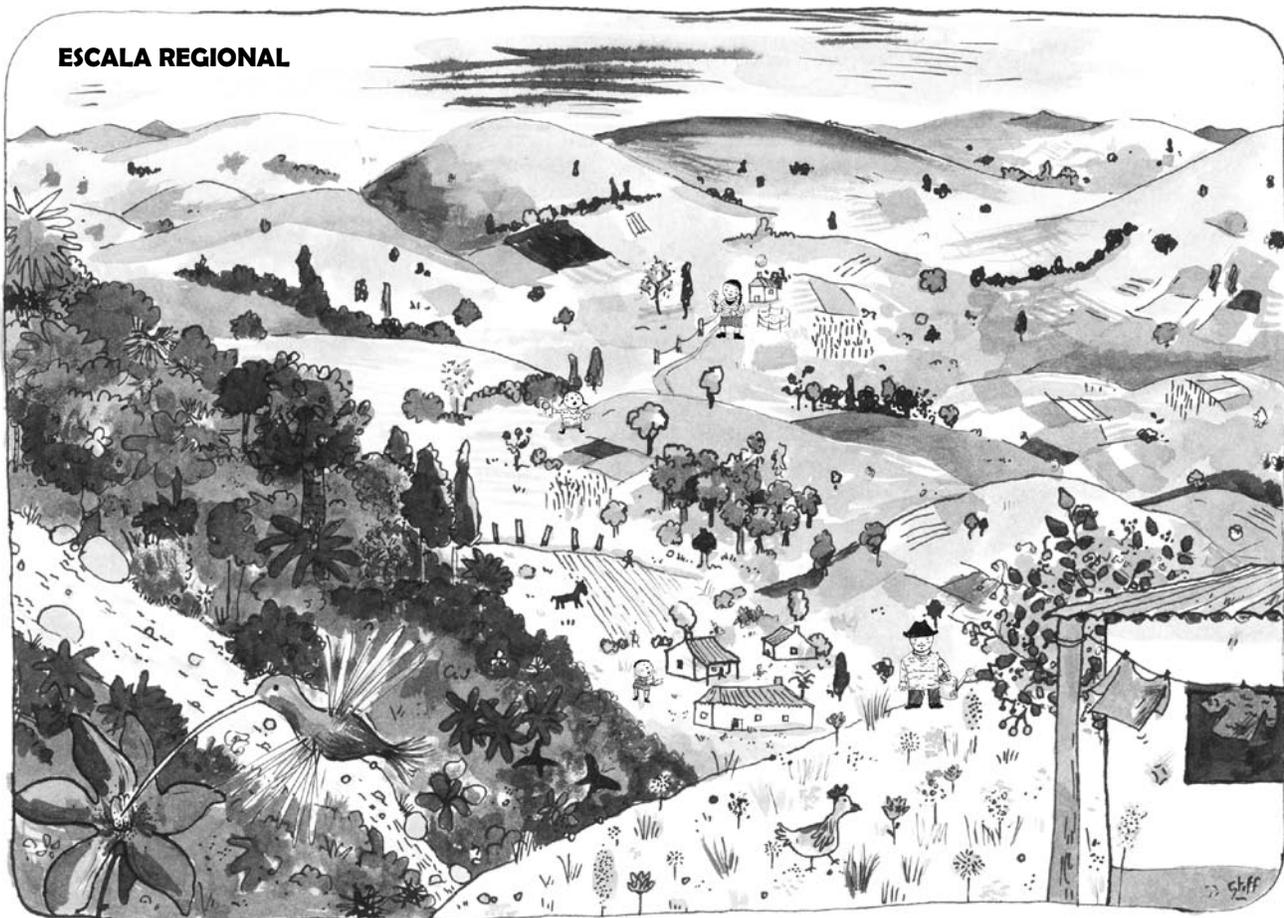
📍 Orlando Vargas, Biólogo
Universidad Nacional de Colombia
jovargasr@unal.edu.co

Para definir los objetivos de un proyecto de restauración es necesario precisar escalas y su relación con los niveles de organización: Escala de paisaje o regional, escala de comunidad o local y escala de parcela u organismo. La escala de parcela hace relación a experimentos de restauración, los cuales generalmente se trabajan con plantas. A continuación se explican los principales niveles de organización (9):

Los proyectos de restauración ecológica abarcan diferentes niveles de organización, desde poblaciones de especies y comunidades a ecosistemas o paisajes (2,4). En cada nivel se definen objetivos de trabajo diferentes y consecuentemente los procesos críticos que se deben tener en cuenta para la restauración cambian según la escala y el nivel de análisis (2). Independientemente del nivel de organización al cual se establezca el proyecto, lo importante es que éste posea una visión integradora de las diferentes escalas, de tal forma que los mecanismos subyacentes definidos por los niveles inferiores y que condicionan los procesos a nivel local sean vistos y entendidos en el contexto de los procesos que ocurren a escalas superiores. La escala de trabajo (extensión espacial) puede ser regional, local y de parcela, y debe tener en cuenta también las jerarquías humanas y sus escalas de acción.

NIVEL DE ESPECIE

La aproximación de especie pretende la recuperación de poblaciones de una o algunas especies en particular, tratando principalmente de recrear el hábitat de dicha especie. Para la restauración de especies se requiere el conocimiento de la autoecología, de los requerimientos de hábitat y de todos aquellos aspectos relevantes para el establecimiento y mantenimiento de la especie en cuestión. La ventaja de esta aproximación es que posee un objetivo muy claro, que es el rescate mismo de la especie (2). Estas especies pueden cumplir funciones importantes en los ecosistemas (especies clave), de tal forma que de ellas depende la persistencia de una gran



cantidad de organismos. Dichas especies pueden constituir la fuente de alimento de otros organismos, propiciar las condiciones que posibilitan la regeneración de las poblaciones (p.e. dispersores de semillas), favorecer la supervivencia al modificar las condiciones ambientales (p.e. plantas niñera), o regular las cadenas tróficas (p.e. mamíferos carnívoros).

Esta aproximación plantea, sin embargo, algunos problemas. Es posible que se ignoren procesos a una escala mayor (ecosistema o paisaje) que tienen incidencia sobre el éxito del proceso de restauración. Es posible también que al tratar de recrear el hábitat de la especie objetivo, se modifique el de otras especies, o se generen cambios en sus estructuras poblacional o genética que pongan en riesgo su persistencia, especialmente de aquellas especies que no gozan de interés público u otras con carácter inconspicuo (2).

Por otra parte, este mismo enfoque es importante en el manejo de las especies invasoras. Puesto que en todos los ecosistemas del mundo, parte de las dificultades o barreras a la restauración tienen que ver con la presencia de especies invasoras, el enfoque poblacional y orgánico son los más adecuados para buscar la forma de control. Se busca entender cuáles son los rasgos de historia de vida que hacen que una especie sea invasora y su relación con la estructura demográfica para saber en qué etapa de su ciclo de vida puede ser controlada.

NIVEL DE COMUNIDAD

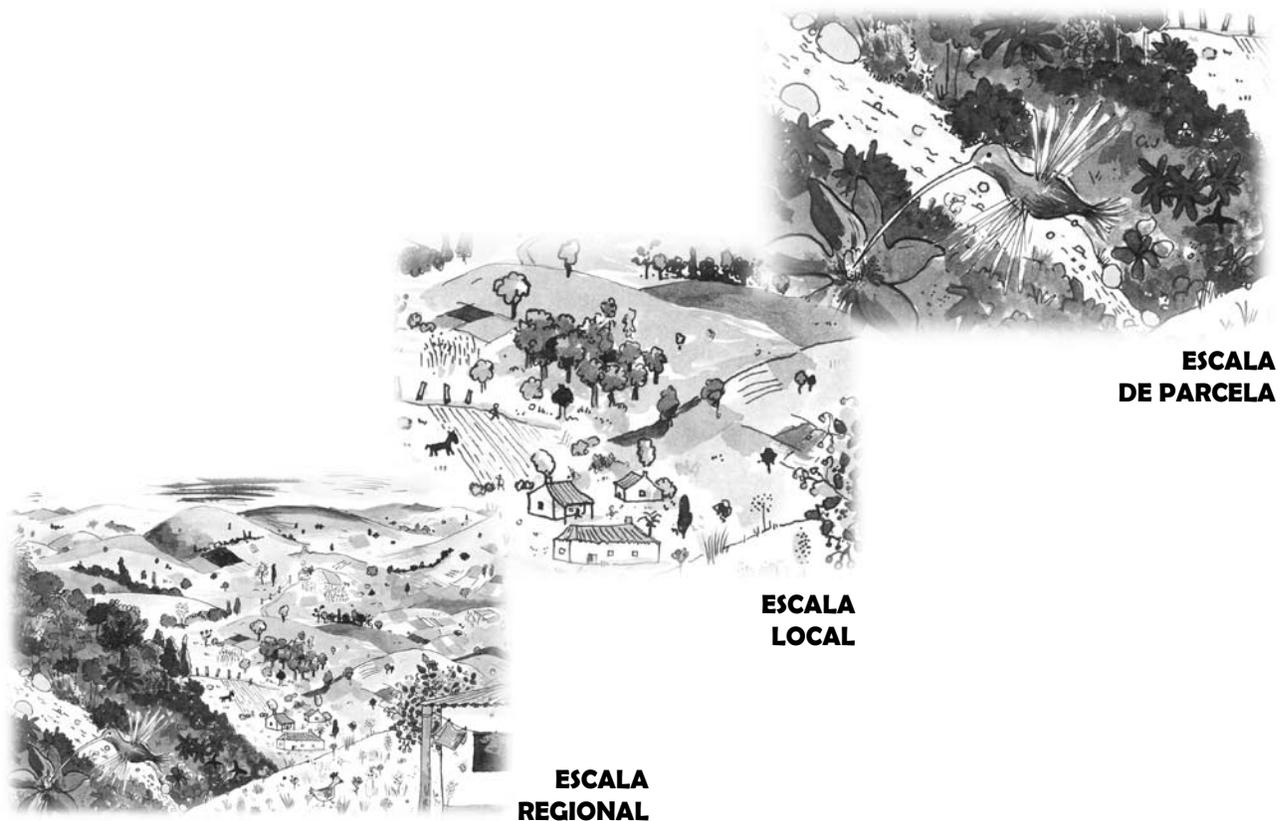
El enfoque de la restauración de comunidades comparte con el enfoque de especies el énfasis en la necesidad de duplicar las condiciones naturales como un procedimiento estándar para el éxito de la restauración (2). La restauración al nivel de comu-

nidades hace énfasis en el restablecimiento de la comunidad original, especialmente con fines de preservación de comunidades raras o en peligro de extinción. La restauración de comunidades constituye el enfoque primario de una parte importante de los esfuerzos de restauración en la actualidad (2), para lo cual la teoría de la sucesión ecológica y su aplicación es la base para la restauración ecológica (5).

NIVEL ECOSISTÉMICO

En la actualidad, la escala a la cual se recomienda establecer los objetivos para la restauración y a la cual apuntan otro importante porcentaje de los proyectos es la ecosistémica, en donde el objetivo de la restauración es principalmente la recuperación de algunas funciones del ecosistema (2). Esta visión implica que lo que se debe retornar a su estado predisturbio son las condiciones ecológicas que garantizan la recuperación de la composición, estructura y función del ecosistema, integrando los procesos a gran escala con los de pequeña escala (3). La perspectiva ecosistémica posee la ventaja de que permite visualizar todos los procesos fundamentales de funcionamiento de un ecosistema, especialmente en los procesos ligados a las sucesiones naturales (1, 2).

El problema de la perspectiva ecosistémica se encuentra en el campo de los límites e interfases entre ecosistemas, lo que dificulta la identificación del objeto de restauración. Sin embargo, el problema fundamental está relacionado con la premisa básica de esta visión, que consiste en la recuperación de los procesos y funciones que crean y dirigen al sistema, pues existen infinidad de procesos o funciones ecosistémicas, los cuales se refieren a categorías y objetos de análisis diferentes. Aún más, existe un gran conjunto de variables a medir para cada uno de estos procesos. El problema es más relevante si se tiene en cuenta que no se conoce de manera precisa ni para buena parte de ecosistemas el tipo de relación existente entre los procesos y/o variables asociadas a éstos (2).



NIVEL DE PAISAJE

La restauración a escala de paisaje implica la búsqueda de la reintegración de ecosistemas fragmentados y paisajes, más que el enfoque sobre un único ecosistema. De hecho, aún si el objetivo de la restauración es planteado a escala ecosistémica, se requiere una visión del proceso a una escala de paisaje, puesto que las funciones ecosistémicas están relacionadas con flujos de organismos, materia y energía entre las diferentes unidades del paisaje (7). Sin embargo, para la mayoría de paisajes un retorno completo a la situación histórica es poco probable, dado el cambio constante de los procesos que definen el desarrollo de comunidades y ecosistemas (8). El retorno a la situación histórica no solo implica la recreación del estado original, sino del sistema de uso de la tierra asociado a tal estado, pues el estado de un paisaje está fuertemente ligado al proceso que lo controla (6).

LITERATURA CITADA

1. CAIRNS, J. 1987. Disturbed Ecosystems as Opportunities for Research in Restoration Ecology. En: Jordan, W.R., Gilpin, M. & Aber, J. (Eds.). *Restoration Ecology. A Synthetic Approach to Ecological Research*. Pp. 307-320. Cambridge University Press.
2. EHRENFELD, J.G. 2000. Defining the Limits of Restoration: The Need for Realistic Goals. *Restoration Ecology* 8(1): 2-9.
3. HERRICK, J.E., G.E. SCHUMAN y A. RANGO. 2006. Monitoring ecological processes for restoration projects. *Journal for Nature Conservation* 14: 161-171.
4. LAKE, P.S. 2001. On the Maturing of Restoration: Linking Ecological Research and Restoration. *Ecological Management and Restoration* 2(2): 110-115.
5. LUKEN, J.O. 1990. Directing Ecological Succession. Chapman and Hall.
6. PFADENHAUER, J. 2001. Some Remarks on the Socio-Cultural Background of Restoration Ecology. *Restoration Ecology* 9(2): 220-229.
7. SER. Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group. 2004. The SER International Primer on Ecological Restoration. www.ser.org & Tucson: Society for Ecological Restoration International.
8. VAN DIGGELEN, R., GROOTJANS, A.P. & HARRIS, J.A. 2001. Ecological Restoration: State of the Art or State of the Science? *Restoration Ecology* 9(2): 115-118.
9. VARGAS, O. y F. MORA. 2007. La Restauración Ecológica. Su contexto, definiciones y dimensiones. En O. Vargas (Ed.) Estrategias para la restauración ecológica del bosque altoandino. El caso de la Reserva Forestal Municipal de Cogua, Cundinamarca. Universidad Nacional de Colombia – Colciencias.



5

PASO 4. ESTABLECER LAS ESCALAS Y JERARQUÍAS DE DISTURBIO

📍 Orlando Vargas, Biólogo
Universidad Nacional de Colombia
jovargasr@unal.edu.co

El carácter dinámico de los ecosistemas es una función del régimen de disturbios naturales y antrópicos que operan en un amplio rango de escalas espacio-temporales (8). A su vez, los patrones espacio-temporales de los disturbios en un paisaje resultan de la interacción de patrones climáticos, topográficos y geomorfológicos y, de la estructura y dinámica de la vegetación en el paisaje (4). En general, se consideran como disturbios los eventos destructivos de origen natural o antrópico y las fluctuaciones ambientales que estos puedan presentar en espacio y tiempo (6).

El efecto del disturbio es hacer que la comunidad regrese a un estado de sucesión anterior, así como crear espacios que permitan el ingreso de otras especies. Los disturbios hacen parte de la dinámica de los sistemas naturales. El que ocurran a diferentes escalas espacio – temporales puede afectar la organización de un ecosistema de modo selectivo o general según el tipo e intensidad del mismo (6).

Todos los ecosistemas están sujetos a una variedad de disturbios diferentes, la combinación de éstos con sus respectivos regímenes característicos establece un patrón espacial y temporal de creación de parches abiertos o alterados y van a conformar el régimen de disturbios de una comunidad (6,2). Por ejemplo, algunos ecosistemas presentan un régimen de disturbio complejo que incluye fuego, pastoreo y disturbio del suelo por animales; cada uno de los cuales difiere en escala, frecuencia e intensidad.

DIMENSIÓN ESPACIAL Y MAGNITUD

Se trata de dos aspectos relacionados aunque no intercambiables. La escala espacial se refiere a la extensión del disturbio, en términos de las dimensiones físicas de la zona afectada, expresadas en unidades de área o de volumen.

La magnitud por su parte, se relaciona con la fuerza, intensidad o severidad del disturbio (3).

Por lo general, disturbios grandes en términos de extensión espacial suelen ser grandes también en magnitud, aunque puede haber disturbios leves que involucren grandes extensiones o viceversa.

Si imaginamos un espectro de intensidades de disturbio, en un extremo están los eventos *catastróficos*, capaces de alterar el sustrato y las comunidades que este sustenta, así como los mecanismos de persistencia y recuperación de dichas comunidades; mientras que en el extremo opuesto se hallan los eventos que involucran algunos individuos y que son casi imperceptible en la escala de la comunidad.

DIMENSIÓN TEMPORAL

Incluye frecuencia y predecibilidad de la perturbación. En algunos casos, como por ejemplo los disturbios por fuego, la estación climática en que éste ocurre también debe considerarse en esta dimensión.

Según la frecuencia, los disturbios pueden clasificarse como *raros*, si ocurren en un tiempo menor al lapso de vida de las especies más longevas; o *frecuentes*, si ocurren muchas veces dentro del lapso de vida de las especies menos longevas (5).

En la mitad del espectro están los disturbios *recurrentes*, como fuegos, inundaciones, eventos climáticos extremos y ataque de plagas. Estos eventos pueden ocurrir a intervalos irregulares, aunque con una frecuencia tal que es razonable esperar su ocurrencia dentro del lapso de vida de muchas de las especies de la comunidad. Este tipo de disturbios constituyen fuerzas selectivas importantes, de manera que muchas especies han desarrollado adaptaciones.

Así por ejemplo, la vegetación costera ha evolucionado sujeta a disturbios frecuentes por cambios en el nivel de las mareas y expuesta a las tormentas, lo que provoca una alta mortalidad de las especies colonizadoras, que han desarrollado la característica adaptativa de crecer y producir semillas rápidamente durante los intervalos relativamente cortos entre disturbios. Esta es una estrategia común a la mayoría de especies pioneras que colonizan hábitats altamente disturbados.

Existen también disturbios *continuos*, como el pastoreo intensivo, los cuales suelen tener un impacto significativo sobre las comunidades, especialmente, sobre aquellos ecosistemas que no han evolucionado con esta perturbación como parte de su dinámica.

La frecuencia y tamaño (incluyendo magnitud y extensión en el espacio) de un disturbio tienden a presentar una relación inversa. Los grandes (intensos) disturbios no suelen ser muy frecuentes y los disturbios frecuentes no suelen ser muy grandes. Estas dos variables son cruciales en la determinación tanto del impacto total de un disturbio, como del área total afectada (1).

La *predecibilidad* de un disturbio dado se relaciona con una cierta periodicidad en su ocurrencia o en la conjunción de los factores que lo generan. Si un disturbio es predecible, la biota puede adaptarse a él, mientras que un disturbio impredecible tendrá un gran impacto sobre el ecosistema.

EL RÉGIMEN DE DISTURBIO

Los patrones espacio-temporales, así como la magnitud de un disturbio o de un conjunto de disturbios que ocurren en un sistema biológico dado se conoce como el régimen de disturbio (6,2,7,8). Por ejemplo, los pastizales presentan un régimen de disturbio complejo que incluye fuego, pastoreo y disturbio del suelo por animales; cada uno de los cuales difiere en escala, frecuencia e intensidad. El efecto de cada tipo de disturbio en la vegetación de pastizal es variable y lo más importante es que estos disturbios interactúan afectando la estructura de la comunidad (2).

Es importante tener en cuenta que muchos fenómenos que operan a una escala temporal pueden afectar procesos que operan a otras escalas.

Las jerarquías de disturbio en diferentes escalas espacio-temporales son las causas que desencadenan diferentes procesos en los ecosistemas, pero las respuestas y mecanismos se relacionan con muchas variables como por ejemplo: el tipo de disturbio, los rasgos de historia de vida de las especies involucradas, los cambios en los balances hídrico y de nutrientes, interacciones con

microorganismos, aspectos climáticos y microclimáticos. A este nivel los ecosistemas pueden estar respondiendo a múltiples niveles de estrés y disturbio. Por consiguiente, es necesario tener un enfoque experimental que ayude a la comprensión de las causas involucradas.

En la comprensión y manejo de ecosistemas se define la escala espacial de análisis como la unidad de manejo (p. e. cuenca) y la escala temporal incorpora disturbios que ocurren a diferentes escalas de tiempo. Existen disturbios que ocurren a grandes escalas de tiempo las cuales no se perciben a una escala temporal de manejo.

Los disturbios generan diferentes patrones en los paisajes y generan procesos ecosistémicos que deben ser explicados en términos de mecanismos. Comprendiendo los mecanismos podemos entender mejor los procesos y por consiguiente la formación de diferentes patrones a diferentes escalas espaciales. Estos patrones producen mosaicos de vegetación que se relacionan con las tendencias de uso en un paisaje.

LITERATURA CITADA

1. COFFIN, D. P. & W. K. LAUENROTH. 1988. The effects of disturbance size and frequency on a shortgrass plant community. *Ecology*, 69 (5): 1609 – 1617.
2. COLLINS, S. 1987. Interaction of disturbances in Tallgrass prairie: a field experiment. *Ecology*, 68(5): 1243 – 1250.
3. GLEEN-Lewin, D.C. y E. VAN DER MAAREL 1992. Patterns and processes of vegetation dynamics. Pp. 11-59. En: D.C. Gleen-Lewin, R. Peet y Th. Veblen (Eds). *Plant Succession. Theory and Prediction*. Chapman and Hall.
4. HUSTON, M. 1994. *Biological Diversity: the coexistence of species on changing landscapes*. Cambridge University Press.
5. NOBLE, I. R. & R.O. Slatyer 1980. The use of vital attributes to predict successional change in plant communities subjects to recurrent disturbances. *Vegetatio* 43: 5 -21.
6. PICKETT, S. T. & P. WHITE (Eds). 1985. *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press Inc., San Diego, California, 472 pp.
7. POSADA, C. & C. CÁRDENAS. 1999. Banco de semillas germinable de una comunidad vegetal de páramo sometida a quema y pastoreo (Parque Nacional Natural Chingaza), Tesis, Departamento de Biología, Universidad Nacional.
8. VARGAS, O. 1997. Un modelo de sucesión regeneración de los páramos después de quemadas. *Caldasia*, 19 (1-2): 331 – 345.

6

PASO 5. LOGRAR LA PARTICIPACIÓN
COMUNITARIA

📍 Ingreet Juliet Cano Castellanos, Antropóloga
Universidad Nacional de Colombia
julietccano@yahoo.com

📍 Orlando Vargas, Biólogo
Universidad Nacional de Colombia
jovargasr@unal.edu.co

Muchos de los esfuerzos que se hacen actualmente para la conservación y restauración de ecosistemas se basan en un enfoque donde la participación de la gente es de vital importancia para el éxito de cualquier acción o proyecto. Estos enfoques se conocen como el enfoque por ecosistemas, el manejo de ecosistemas, la restauración ecológica con participación comunitaria y los sistemas sostenibles para la conservación.

En todos estos enfoques se intentan construir marcos conceptuales en donde el sistema natural y el sistema socioeconómico se relacionen de una manera estrecha para poder comprender la complejidad de los fenómenos naturales y sociales que afectan los diferentes tipos de ecosistemas de una región y formular acciones de conservación, restauración y sostenibilidad. La idea central es que actualmente son los sistemas sociales los que colocan las fronteras y restricciones para la conservación y restauración de ecosistemas.

Anteriormente, para fines de integración, conservación y manejo de ecosistemas se pensaba la relación entre el sistema socioeconómico y el sistema natural como una interfase entre estos dos sistemas. Esto condujo a asumir que gran parte de los sistemas naturales y los sistemas socioeconómicos funcionaban independientemente y se tenía una falsa percepción que existían partes de los sistemas que funcionaban independientemente el uno del otro y que los sistemas naturales estaban aislados de los impactos de los sistemas sociales (9)

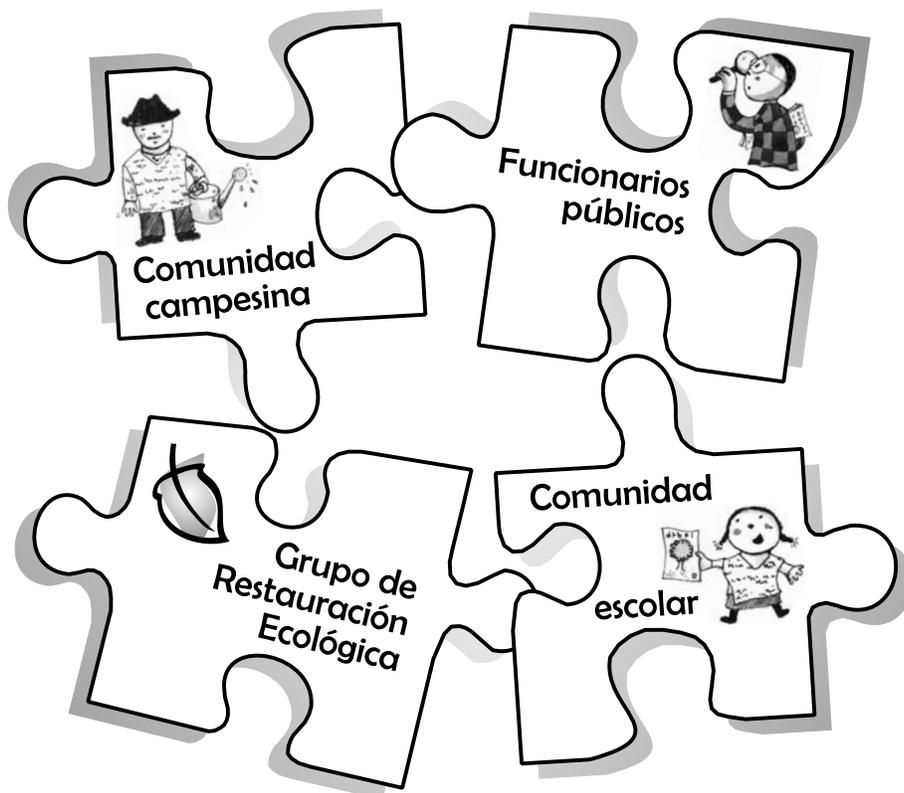
Con los conocimientos que se tienen actualmente de los diferentes ecosistemas del mundo y su uso histórico se sabe que ninguna parte de los sistemas naturales están aislados de los sistemas sociales. Es difícil identificar un sistema natural que no haya sido afectado en el pasado por humanos (9). La concepción actual es que los sistemas sociales engloban a los sistemas naturales y que para tener una idea clara de la estructura y función y dinámica actual, es necesario verlos dentro del contexto socioeconómico.

Los seres humanos que han vivido por miles de años en sus regiones tienen un conocimiento de primera mano del funcionamiento de sus ecosistemas, de sus especies de plantas y animales

y ese conocimiento es el que hay que aprovechar para emprender acciones para el manejo tanto de los sistemas naturales como de los sistemas transformados.

DIMENSIÓN SOCIAL DE LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA

El apoyo de parte de los grupos sociales es esencial para el éxito de cualquier proyecto de restauración (8,11). El éxito de los proyectos de restauración requiere de su divulgación entre toda la comunidad relacionada con ellos y especialmente entre las comunidades locales (8), pero sobre todo de la participación activa de las comunidades desde el momento mismo del planteamiento de los objetivos del proyecto (5). De las múltiples alternativas de restauración establecidas a partir de las características ecológicas del ecosistema a restaurar, aquella que se escoja ha de ser definida con base en la discusión de las expectativas y objetivos de los grupos interesados en la restauración (5,6). El que un proyecto de restauración logre el apoyo social radica en el grado de identificación de la gente con los objetivos planteados en el mismo, pues dicha identificación promueve la aceptación pública de los proyectos, legitimándolos y dándoles relevancia social (6,1,10).



Los proyectos de restauración ecológica no deben ser impuestos por entidades gubernamentales o privadas con ánimos meramente conservacionistas, pues dicha situación los lleva a enfrentar la oposición y críticas por parte de diferentes sectores sociales, puesto que las diferentes percepciones y visiones de la naturaleza y los paisajes entran en competencia (7). Es importante entender tales visiones o de otra forma los procesos de restauración pueden fácilmente estancarse debido a conflictos sociales (6,7). En zonas densamente pobladas, la conversión de áreas de producción en áreas naturales puede afectar significativamente el uso actual de la tierra. La posición socio-económica de quienes poseen y aprovechan la tierra puede cambiar, pues es posible que se necesitara que éstos se trasladaran a otras áreas o que estuvieran severamente limitados en el manejo que hagan de la tierra o en sus posibilidades de expansión (7).

Adicionalmente, el comportamiento de los grupos sociales frente a la restauración posee especial relevancia en casos en los que la preservación de ciertas especies o dinámicas depende de las actividades humanas, de tal forma que el hombre no puede ser tratado como un agente externo en la restauración (3). Se requiere entonces de un proceso de comunicación y de la inclusión de todos los individuos interesados durante el desarrollo del proyecto para lograr desarrollos sostenibles (8).

La restauración podría plantearse también como un proceso que posibilite resolver problemas del ámbito socio-económico de las comunidades locales, a través del manejo de ecosistemas. Al respecto Egan (2) plantea la necesidad de realizar un mayor esfuerzo e inversión económica en procesos que ayuden a la gente a restaurar los ecosistemas de los que dependen de manera directa, al tiempo que mejoran sus economías locales. La promoción y mercadeo de productos originados en procesos productivos compatibles con el medio ambiente constituye una herramienta económica que podría fortalecer esta iniciativa (6). Se necesita también realizar investigaciones acerca de formas de uso de la tierra, que combinen aspectos de protección ambiental con intereses de uso del paisaje, dándole igual importancia a ambos elementos (6).

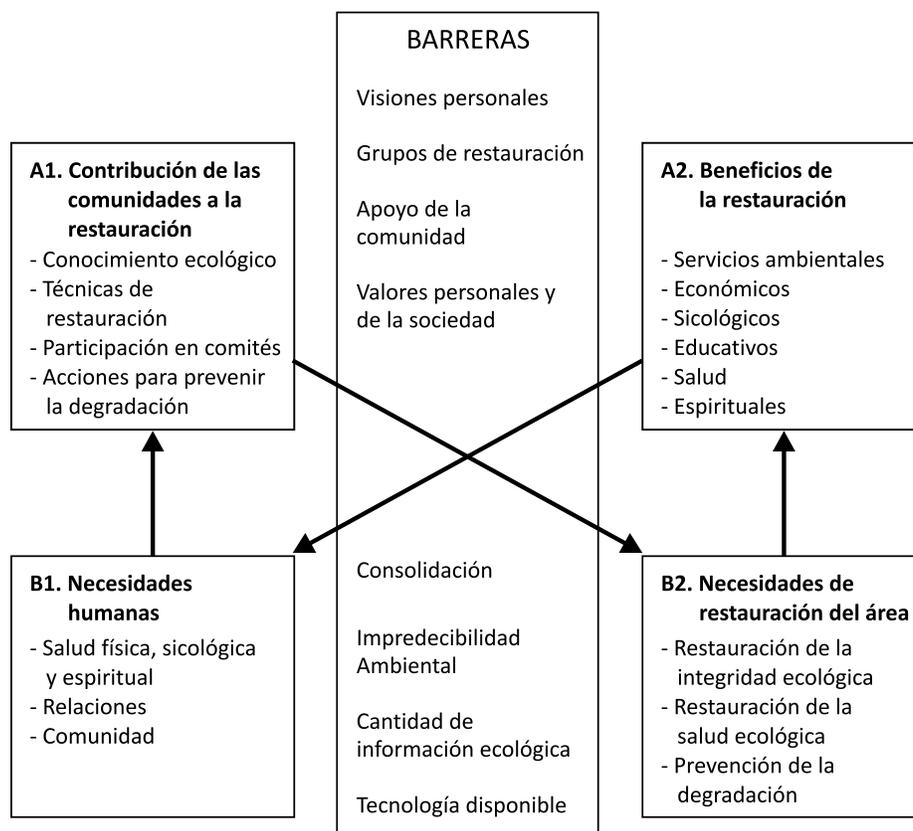


Figura 1. Modelo recíproco de restauración. Adaptado de (4).

La Figura 1 presenta un *modelo recíproco de restauración* adaptado de (4). Este modelo se basa en una visión de colaboración entre profesionales y comunidades y en donde todos los participantes implementan un proyecto de restauración y se benefician de él.

El modelo hace énfasis en:

El subsistema A1: La contribución de las comunidades humanas a la restauración

El subsistema B2: Las necesidades de restauración de un área.

La relación entre A1-B2, se basa en que las comunidades locales pueden contribuir de una manera exitosa con su conocimiento y decisiones en las necesidades de restauración de un área.

El subsistema A2: Beneficios de la restauración

El Subsistema B1: Las necesidades humanas

La relación A2-B1, se basa en que existen unos beneficios directos e indirectos de los cuales aprovechan las comunidades humanas para su bienestar general.

Los anteriores pasos pasan por filtros, barreras o amenazas que pueden disminuir o aumentar el efecto de estas relaciones. Por ejemplo, aún con un buen conocimiento científico y participación voluntaria (A1), un proyecto de restauración puede fracasar al no tener el apoyo de la comunidad (barrera). Recíprocamente, el apoyo de la comunidad puede ayudar a incrementar la participación de voluntarios y puede incrementar el apoyo de diferentes miembros de la comunidad y de expertos profesionales en el tema.

Las barreras sociales a la restauración son: las visiones personales que impiden la consolidación de proyectos, la ausencia y falta de consolidación de grupos de restauración, la falta de apoyo de la comunidad, la ausencia de valores e instituciones que lideren procesos colectivos, el abandono y en consecuencia la falta de consolidación de proyectos, la impredecibilidad ambiental por desconocimiento del régimen natural y antrópico de disturbios, la falta de información ecológica y de una tecnología para diseñar estrategias de restauración.

LITERATURA CITADA

1. CANO I. y N. ZAMUDIO 2006. Recuperar lo nuestro: una experiencia de restauración ecológica con participación comunitaria. O. Vargas y Grupo de Restauración Ecológica (eds). Universidad Nacional de Colombia, Acueducto de Bogotá, Jardín Botánico, DAMA.
2. EGAN, D. 2004. Human Population and Ecological Restoration. *Ecological Restoration* 22(2): 81.
3. EHRENFELD, J.G. 2000. Defining the Limits of Restoration: The Need for Realistic Goals. *Restoration Ecology* 8(1): 2-9.
4. GEIST, C & S.M. GALATOWITSCH 1999. Reciprocal model for meeting ecological and human needs in restoration projects. *Conservation Biology* 13(5): 970 – 979.
5. HOBBS, R.J. & HARRIS, J.A. 2001. Restoration Ecology: Repairing the Earth's Ecosystems in the New Millennium. *Restoration Ecology* 9(2): 239-246.
6. PFADENHAUER, J. 2001. Some Remarks on the Socio-Cultural Background of Restoration Ecology. *Restoration Ecology* 9(2): 220-229.
7. SWART, J.A.A., VAN DER WINDT, H.J. & KEULARTZ, J. 2001. Valuation of Nature in Conservation and Restoration. *Restoration Ecology* 9(2): 230-238.
8. VAN DIGGELEN, R., GROOTJANS, A.P. & HARRIS, J.A. 2001. Ecological Restoration: State of the Art or State of the Science? *Restoration Ecology* 9(2): 115-118.
9. VOGT, K.A, J.C. GORDON, J.P. WARGO, D.J. VOGT and collaborators. 1997. Ecosystems. Balancing science with management. Springer.
10. VARGAS, O. (ed.) 2006. En busca del bosque perdido: una experiencia de restauración ecológica en predios del embalse de Chisacá. Grupo de Restauración Ecológica - Departamento de Biología - Universidad Nacional de Colombia. Acueducto de Bogotá, Jardín Botánico, DAMA.
11. VARGAS, O. y F. MORA. 2007. La Restauración Ecológica. Su contexto, definiciones y dimensiones. En O. Vargas (Ed.) Estrategias para la restauración ecológica del bosque altoandino. El caso de la Reserva Forestal Municipal de Cogua, Cundinamarca. Universidad Nacional de Colombia – Colciencias.

CLAVES PARA EMPRENDER UN PROYECTO DE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA CON PARTICIPACIÓN COMUNITARIA (1)
<ul style="list-style-type: none"> - La comunidad debe ser contemplada como una unidad integral. - Promover la participación de adultos (mujeres y hombres), jóvenes, niños y niñas. - Generar procesos de trabajo entre:
<ol style="list-style-type: none"> 1. Comunidad campesina: Trabajadores agrícolas de diferentes edades y géneros. 2. Comunidades Indígenas. 3. Comunidad escolar: profesores, padres de familia y alumnos. 4. Entidades locales: Asociaciones comunitarias, ONG's, Organizaciones indígenas, Organizaciones Ambientales, Entidades estatales que participan en la conservación regional de los recursos. 5. Investigadores de la conservación y restauración ecológica: biólogos, ecólogos, ingenieros forestales, antropólogos, sociólogos, geógrafos y trabajadores sociales.
ENFOQUES CONCEPTUALES (1)
<ul style="list-style-type: none"> - Investigación Acción Participativa: Mediante este enfoque se plantea a las comunidades como grupo investigador y transformador de su propia realidad. - Conservación con Base Comunitaria: Se refiere al manejo de recursos naturales a través de la participación de las comunidades. - Manejo Local de Recursos: Corresponde a la recuperación, conservación y protección de la flora y fauna en su hábitat natural, teniendo en cuenta la característica de los ecosistemas y el valor cultural que le otorgan las comunidades humanas.
HERRAMIENTAS METODOLÓGICAS (1)
<ul style="list-style-type: none"> - Cartografía social: Esta metodología considera el territorio como referente espacio – temporal y busca su representación por medio de la construcción colectiva de mapas, en donde se muestran las percepciones locales del entorno natural, político, económico y cultural. - Recorridos Territoriales: Metodología que complementa la cartografía social. A través de ellos se puede precisar y actualizar la información consignada en los mapas de territorio. - Conversatorios: Son encuentros con diferentes participantes en los cuales se busca el diálogo de saberes sobre un tema específico. En ellos, aparecen puntos de vista distintos y se procura establecer consensos de opinión.
RECOMENDACIONES (1)
<ul style="list-style-type: none"> - Diseñar participativamente estrategias de acción para recuperar los elementos de los ecosistemas. - Seleccionar las áreas donde se implementarán las acciones de restauración (fincas, áreas de interés comunitario, áreas de conservación). - Integrar el conocimiento local y promover su aplicación en las estrategias de restauración. - Difusión de técnicas de propagación de especies nativas y manejo de viveros e invernaderos. - Integración del tema de la restauración ecológica en los programas académicos de los centros educativos. - Realización de actividades prácticas e investigativas con los estudiantes de escuelas y colegios y los padres de familia. - Fortalecimiento del conocimiento de los funcionarios públicos con relación a la restauración ecológica. - Creación participativa de materiales que divulguen el conocimiento local y las acciones de restauración iniciadas (herbarios, plegables informativos, cartillas, boletines). - Encuentros comunitarios en los cuales se reúnan diferentes tipos de participantes para intercambiar experiencias de Restauración Ecológica.



7

PASO 6: EVALUAR EL POTENCIAL DE REGENERACIÓN

📍 Orlando Vargas, Biólogo
Universidad Nacional de Colombia
jovargasr@unal.edu.co

Para evaluar el potencial de regeneración es necesario entender los tipos de dinámica de la vegetación presentes en un paisaje y la relación entre tipos de dinámica y especies.

Para establecer el potencial de regeneración se debe:

- a) Evaluar la oferta de mosaicos de vegetación o trayectorias sucesionales posibles (p. ej. herbácea, arbustiva, arbórea) producto de diferentes disturbios.
- b) Evaluar los tipos sucesionales de especies que potencialmente se pueden utilizar en el proyecto de restauración.

Esta evaluación se hace desde escalas regionales y locales y se relaciona estrechamente con el paso 8.

Para evaluar los tipos de especies sucesionales y los patrones o trayectorias sucesionales es importante tener claros conceptos sobre sucesión o dinámica de la vegetación. La sucesión ecológica es uno de los conceptos más importantes de la ecología y la base científica para la comprensión, manejo y restauración de los sistemas ecológicos.

La Sucesión se define como el cambio direccional en la estructura y composición de la comunidad en el tiempo o como un cambio en las abundancias relativas de las especies (2); en otras palabras, es la investigación de las variaciones de los patrones de abundancia de la especies en diferentes escalas espacio - temporales. Se presenta cambio secuencial en la abundancia relativa de las especies o grupo de especies dominantes cuando ocurre un disturbio o variación ambiental (1).

Un concepto más amplio es el de **dinámica de la vegetación** el cual incluye cualquier tipo de dinámica a cualquier escala (1) y se define como el estudio de la sucesión vegetal y la dinámica de la regeneración. La sucesión suele ser interpretada de acuerdo con la intensidad del disturbio y los procesos de colonización y regeneración natural que se produzcan en la comunidad con la siguiente jerarquía de tipos de dinámica: Fluctuaciones, dinámica de claros, dinámica

de parches, sucesiones cíclicas, sucesiones regeneraciones, sucesiones secundarias, sucesiones primarias y sucesiones seculares (1).

Para la evaluación de los tipos regionales de sucesión son muy importantes: la dinámica de claros, la dinámica de parches, sucesiones regeneraciones, sucesiones secundarias y sucesiones primarias.

DINÁMICA DE CLAROS

Tanto en la dinámica de vegetación cerrada (bosques) y abierta (pastizales y matorrales bajos) el término claro se utiliza para designar cualquier apertura resultante de la desaparición de plantas (por caída). En los bosques tropicales húmedos la forma más común de disturbio natural es la mortalidad de árboles y formación de claros. En los claros y microclaros, las especies regeneraran para poder mantenerse en la comunidad, mientras que al mismo tiempo se presentan nuevas posibilidades para el reestablecimiento. Este aspecto de la dinámica ha llegado a ser cada vez más importante, especialmente desde que se enfatizó el crucial papel del **nicho de regeneración** en la dinámica de las comunidades.

DINÁMICA DE PARCHES

La dinámica de la vegetación, de casi todos los ecosistemas del planeta, se rige actualmente por un complejo régimen de disturbios tanto naturales como antrópicos en diferentes escalas espacio – temporales, y que producen mosaicos de parches en diferentes tipos de regeneración. Por ejemplo, el uso tradicional de las selvas con una agricultura itinerante de roza – tumba y quema hace que la dinámica de la vegetación se presente en parches en diferentes edades de regeneración (barbechos). En otros ecosistemas como el páramo la combinación de agricultura y ganadería conforman parches de vegetación con diferentes tipos de sucesiones. En las zonas áridas se forman parches de fertilidad en donde es mas apropiada la implantación y desarrollo de las especies.

Los parches o fragmentos de vegetación en un paisaje conforman gradientes sucesionales desde la vegetación, el borde y la matriz de poteros y cultivos. Los bordes tienen un tipo de dinámica especial y son muy importantes para la búsqueda de especies adecuadas para la restauración de potreros y la ampliación de bordes.

SUCESIONES - REGENERACIONES

Es el proceso de regeneración natural que se produce en ecosistemas que han sido disturbados por fuego, tormentas, ataque de insectos o por intervención humana por quemas, tala de árboles y corte de la vegetación. En las sucesiones – regeneraciones no existe remoción del suelo (como si ocurre en las sucesiones secundarias). La vegetación después del disturbio se recupera a partir de una importante fuente de recursos bióticos que logran persistir al disturbio, como bancos de retoños y algunos tipos de bancos de semillas superficiales.

El caso mas estudiado de sucesiones – regeneraciones se presenta después de disturbios por fuego, tanto para los ecosistemas ligados al fuego como para los ecosistemas manejados por el hombre en los cuales las quemas son una práctica común para ganadería extensiva a gran escala o agricultura itinerante a pequeña escala.

SUCESIONES SECUNDARIAS

Es el tipo de sucesión que se presenta en campos de cultivo o pastizales de ganadería manejados o que han sido abandonados. Corresponde al proceso de regeneración natural en el cual un disturbio elimina la cobertura vegetal y altera la estructura del suelo. En estos tipos de sucesiones la presencia de un banco de semillas persistente es el factor más importante en el desarrollo de la vegetación en sus primeras etapas. Algunos organismos que logran persistir al disturbio se constituyen en los primeros

colonizadores. Si el suelo es muy pobre en nutrientes, el proceso sucesional puede ser muy lento o quedar detenido en las primeras etapas.

SUCESIONES PRIMARIAS

Corresponde a la sucesión que se desarrolla sobre roca desnuda, depósitos volcánicos o canteras abandonadas, entre otros. En este tipo de dinámica, las especies colonizan sustratos recientemente expuestos o formados de material parental, en los cuales no existe suelo desarrollado, usualmente son pobres en Nitrógeno pero con Fósforo disponible. En estos ambientes no ha existido vegetación previamente, ni aportes de materia orgánica o presencia de un banco de semillas. Los colonizadores llegan de propágulos (esporas y semillas) dispersados por el viento desde ecosistemas cercanos.

Noble & Slatyer (3) presentan cinco consideraciones o generalizaciones acerca de los factores más importantes a tener en cuenta para la comprensión del fenómeno sucesional:

- a. La composición de especies, inmediatamente después de un disturbio, depende de los propágulos, los cuales se dispersan en el sitio o de otro sitio; o persisten a través de disturbios en el sitio; o de retoños vegetativos de órganos sobrevivientes al disturbio.
- b. Inmediatamente después del disturbio hay un pulso de reclutamiento o rebrote bajo condiciones de poca competencia por espacio u otros recursos.
- c. Después del pulso inicial, el reclutamiento baja (o es lento). Una vez una planta individual se establece es muy difícil desplazarla.
- d. El posterior reclutamiento de especies adicionales es a veces facilitada por los componentes iniciales, pero es frecuentemente restringida y puede ser inhibida.
- e. En ausencia de disturbios posteriores, las especies de larga vida y aquellas que pueden regenerar en presencia de sus propios adultos, llegarán a ser finalmente las dominantes.

Entendiendo los diferentes tipos de dinámica sucesional presentes en un paisaje, su origen (el régimen de disturbios), su etapa sucesional y el conjunto de especies: se tiene un mejor conocimiento para formular los objetivos de restaurar y seleccionar las especies más apropiadas. Es muy importante tener un conocimiento amplio de la ecología de las especies pioneras.

LITERATURA CITADA

1. GLEEN-LEWIN, D.C. y E. VAN DER MAAREL 1992. Patterns and processes of vegetation dynamics. Pp. 11-59. En: D.C. Gleen-Lewin, R. Peet y Th. Veblen (Eds). Plant Succession. Theory and Prediction. Chapman and Hall.
2. HUSTON, M. 1994. Biological Diversity: the coexistence of species on changing landscapes. Cambridge University Press.
3. NOBLE, I. R. & R.O. SLATYER 1980. The use of vital attributes to predict successional change in plant communities subjects to recurrent disturbances. *Vegetatio* 43: 5 -21.

8

PASO 7. ESTABLECER LAS BARRERAS A LA RESTAURACIÓN

📍 Orlando Vargas, Biólogo
Universidad Nacional de Colombia
jovargasr@unal.edu.co

Por barreras a la restauración ecológica se entiende todos aquellos factores que impiden, limitan o desvían la sucesión natural en áreas alteradas por disturbios naturales y antrópicos. En este paso 7, se identifica el conjunto de factores dominantes que impiden el desarrollo de la sucesión tratando de responder las siguientes preguntas:

1. *¿Cuáles son las barreras u obstáculos que impiden el desarrollo de la sucesión natural?*
2. *¿Que origen tienen estas barreras? (véase Paso 4)*
3. *¿Cómo se relacionan entre si estas barreras?*
4. *¿Cómo se pueden superar estas barreras? (véase paso 11)*

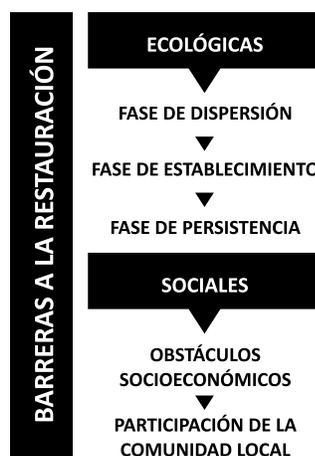


Figura 1a. Barreras que limitan los procesos de restauración de ecosistemas.

Las barreras a la restauración ecológica las podemos clasificar en dos tipos (Figuras 1a y 1b): barreras de tipo ecológico y barreras socioeconómicas. Las de tipo ecológico se relacionan con los factores bióticos y abióticos resultantes del régimen de disturbios natural y antrópico, los cuales influyen en los diferentes mecanismos de regeneración y colonización de las especies, es decir, los procesos necesarios para que ocurra la **dispersión** de propágulos, el **establecimiento** de las plántulas y la **persistencia** de los individuos y las poblaciones. Las barreras socioeconómicas son todos los factores políticos, económicos y sociales que limitan los procesos de regeneración natural, principalmente los tipos de uso de la tierra (1).

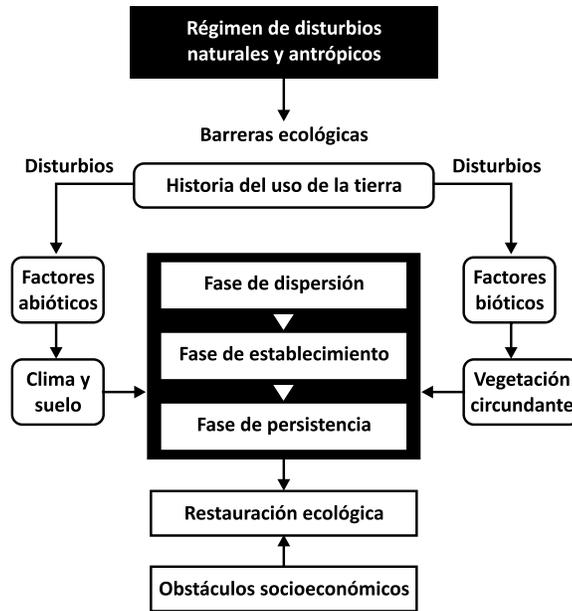


Figura 1b. Factores que limitan la Restauración Ecológica.

BARRERAS ECOLÓGICAS

I. FASE DE DISPERSIÓN

Las barreras en la fase de dispersión de propágulos son causadas generalmente por la fragmentación y la extensión de matrices de potreros, cultivos y especies exóticas. Estas barreras hacen referencia al destino de los propágulos (p.ej. el destino de las semillas).

Las más comunes barreras a la dispersión son:

1. Ausencia de polinizadores.
2. Ausencia de propágulos.
3. Ausencia de animales dispersores.
4. Corta longevidad de las semillas y germinación impedida.
5. Ausencia de plantas niñeras.
6. Predación de semillas.
7. Ausencia de un banco de semillas del ecosistema original.
8. Matriz de pastos.

2. FASE DE ESTABLECIMIENTO

La fase de establecimiento comprende la germinación de las semillas y el crecimiento y supervivencia de las plántulas. Las barreras al establecimiento las podemos dividir en dos grandes grupos relacionadas con factores abióticos y bióticos.

- a. Factores abióticos
 1. Ausencia de micrositios.
 2. Restricciones climáticas (sequía, heladas, inundaciones)
 3. Suelo inadecuado (erosión, compactación, contaminación, ausencia o exceso de nutrientes, pérdida de materia orgánica).
- b. Factores bióticos
 1. ausencia de micorrizas
 2. Hojarasca gruesa
 3. Herbivoría
 4. Competencia

3. FASE DE PERSISTENCIA

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

- a. Factores abióticos
 1. Restricciones climáticas (Sequía, heladas, inundaciones).
 2. Fuegos naturales
- b. Factores bióticos
 1. Competencia
 2. Herbivoría
 3. Plagas
- c. Factores sociales
 1. Pastoreo y agricultura
 2. Fuegos antrópicos

LITERATURA CITADA

1. VARGAS, O., A. DÍAZ, L. TRUJILLO, P. VELASCO, R. DÍAZ, O. LEÓN, A. MONTENEGRO. 2007. Barreras para la restauración ecológica. Pp. 46-66. En: O. Vargas (ed.) Estrategias para la restauración ecológica del bosque altoandino. Universidad Nacional de Colombia – Colciencias. Bogotá.

BARRERAS ECOLÓGICAS

8.a. LA FRAGMENTACIÓN DE LOS ECOSISTEMAS NATURALES

📍 Juanita Mora Gómez, Bióloga
Universidad Nacional de Colombia
juanaila@gmail.com

📍 Yisela Figueroa Cardozo, Bióloga
Universidad Nacional de Colombia
yfigueroac@unal.edu.co

La fragmentación es un proceso relacionado con el componente espacial de los ecosistemas. Originalmente los ecosistemas que conocemos, tales como los bosques andinos, bosques amazónicos, sabanas, páramos, etc, tenían continuidad dentro de límites espaciales, climáticos y edáficos (1).

En ecosistemas naturales la heterogeneidad ambiental está representada por una diversidad de hábitats o “nichos” donde una especie en particular encuentra las condiciones ideales para su sobrevivencia. Estos nichos presentan patrones de distribución espacial particular en cada ecosistema y son la base para el mantenimiento de las poblaciones de especies.

La fragmentación es la división de ese hábitat continuo en pequeños fragmentos, reemplazando el ecosistema original por ambientes construidos por el hombre, como pastizales, cultivos, ciudades, carreteras, represas, etc. los cuales presentan características físicas y biológicas contrastantes. Al fragmentar se disminuye el área total del ecosistema, se reduce el tamaño de las unidades o parches del hábitat original y se genera un aislamiento de los fragmentos (2).

Las consecuencias de la fragmentación son bastante complejas y están íntimamente relacionadas con aspectos como el tipo de ecosistema, las características del paisaje (e.g. tamaño, forma, calidad y distancias entre fragmentos del ecosistema original, tipo de matriz, etc.) y las características de las especies involucradas (2, 3). En resumen, luego de que un ecosistema natural es reducido a fragmentos y se encuentra rodeado por ambientes antrópicos se producen los siguientes efectos sobre las especies:

- Hacer desaparecer la totalidad de una especie por eliminación directa o por estar asociada a hábitats o nichos erradicados.
- Afectar las especies sensibles al aislamiento al no poder mantener el flujo entre individuos de la misma especie dispersos en los fragmentos de hábitat. Son las especies para las cuales el ambiente antrópico que reemplaza el ecosistema original es completamente hostil, como los anfibios, reptiles y algunas plantas dispersadas por animales de corta movilidad.
- Afectar especies que requieren áreas extensas del ecosistema natural para sobrevivir, como los grandes mamíferos.
- Disminuir las especies que se ven afectadas por las características microclimáticas más extremas asociadas con el borde de los fragmentos (efecto de borde).
- Favorecer especies invasoras, que compiten con las nativas y normalmente las desplazan.
- Reducir en número de individuos las poblaciones de algunas especies, haciéndolas más susceptibles a la incertidumbre ambiental, demográfica y genética.
- Afectar especies claves (polinizadores, dispersores, predadores, etc) que generan efectos en cadena.

Es precisamente por la deforestación y la transformación de los paisajes naturales que es necesario pensar en una restauración (Figura 1). La pérdida de hábitat, como acción directa de la fragmentación y la consecuente pérdida de especies, determinada por cualquiera de los escenarios ya explicados, son barreras para la recuperación natural de un ecosistema y lo van degradando gradualmente.

Teniendo en cuenta las consecuencias de la fragmentación, es necesario estudiar la dimensión espacial de un área o paisaje a restaurar. Conocer los tipos, el tamaño, la forma, el número, la calidad y la distancia entre fragmentos de ambientes naturales y/o antrópicos, así como determinar los requerimientos de las especies que conforman las comunidades biológicas en un determinado ecosistema, es fundamental a la hora de decidir qué, cuánto y dónde se va a restaurar (4).

Se ha demostrado que procesos de restauración planificados espacialmente tienen mayor efectividad y velocidad de recuperación que aquellos donde la restauración se hizo de manera azarosa (4). De esta manera, queda claro que parte del éxito en la recuperación de áreas degradadas se debe a una planeación espacial de los procesos de restauración, teniendo como base la conformación del paisaje inicial, la cual es producto del proceso de fragmentación que ha sufrido un área, y las características de las especies que aún sobreviven localmente o que van a ser introducidas.

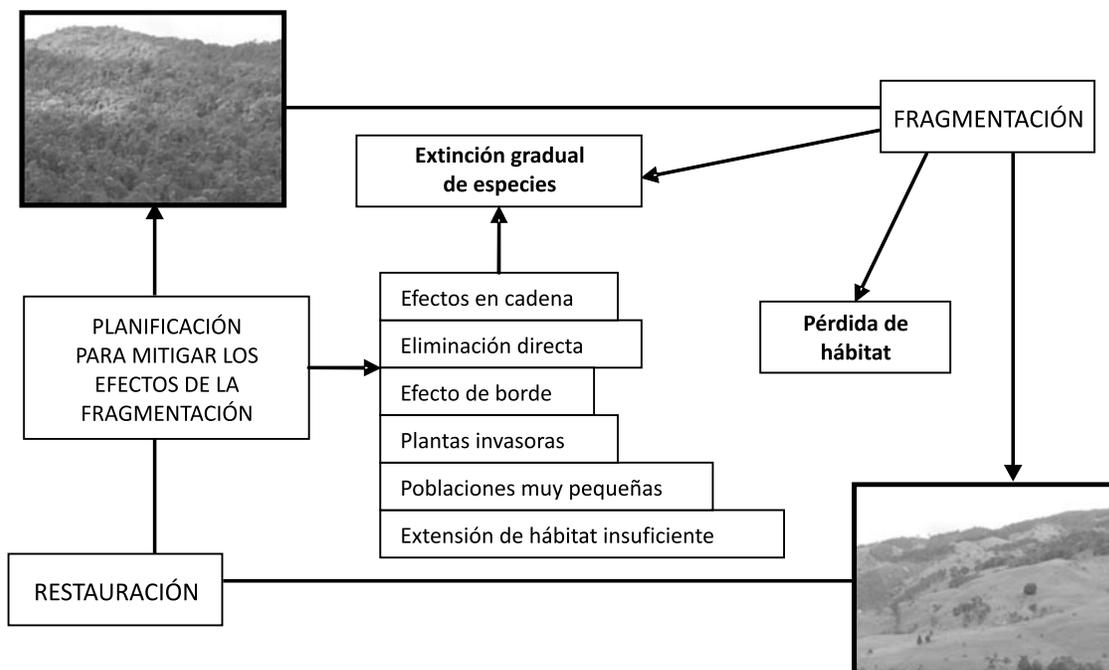


Figura 1. Los efectos de la fragmentación de los ecosistemas naturales y sus implicaciones para los procesos de restauración.

LITERATURA CITADA

1. FAHRING, L y G. MERRIAM 1994. Conservation of fragmented populations. *Conservation Biology* 8 (1): 50-59.
2. KATTAN, G. H. 2002. Fragmentación: patrones y mecanismos de extinción de especies. Págs.561-590 en: M. R. Guariguata y G. H Kattan (eds). *Ecología de bosques neotropicales*. Editorial LUR. Costa Rica
3. SAUNDERS, D.A., HOBBS, H.J y C.R, MARGULES. 1991. Biological consequences of Ecosystem Fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5 (1): 18-27
4. HUXEL, G. R y HASTINGS, A. 1999. Habitat loss, fragmentation and restoration. *Restoration Ecology*. 7: 309-315.

8.b. LA DISPERSIÓN DE SEMILLAS

✉ Ruth Marina Díaz-Martín, Bióloga
Universidad Nacional de Colombia
rmdiazm@unal.edu.co

✉ Patricia Velasco-Linares, Bióloga
Universidad Nacional de Colombia
zpvelascol@unal.co

La dispersión de semillas es el proceso mediante el cual una planta distribuye sus semillas de modo que éstas lleguen hasta sitios que presentan características favorables para su germinación, el establecimiento de las plántulas y el desarrollo de los nuevos individuos. Si bien en términos generales se habla de dispersión de semillas, lo cierto es que algunas plantas dispersan el fruto entero. Tal es el caso de las Asteráceas (la familia del frailejón y el romero de páramo), en las cuales el fruto y las semillas juntos constituyen la unidad de dispersión. Por esta razón, algunas veces se prefiere el término “dispersión de propágulos” que incluye tanto a las semillas como a los frutos.

Aunque el viaje de los propágulos durante el proceso de la dispersión acarrea un gran riesgo, ya que existe la posibilidad de que no encuentren un ambiente propicio para su germinación y desarrollo, o que incluso sean depredados antes de germinar en el caso de las semillas, la dispersión representa una gran ventaja para las plantas.

Los beneficios que acarrea este proceso para las especies vegetales, se derivan del hecho que representa el único momento en el ciclo de vida de las plantas en el cual pueden moverse; por lo tanto, solamente durante la fase de semillas las plantas tienen la posibilidad de colonizar nuevos territorios, los cuales pueden ofrecer condiciones más favorables para la germinación y el desarrollo de las nuevas plantas. Estos beneficios pueden verse representados en mejores condiciones edáficas, lumínicas, e incluso, un menor riesgo de ser depredadas.

Los sistemas especializados de dispersión que permiten la interacción con un agente dispersor biótico o abiótico, probablemente representaron una ventaja adaptativa que superó con creces los costos metabólicos y energéticos implicados, por ejemplo, producción de una gran cantidad de propágulos de los cuales sólo unos pocos se desarrollan hasta la madurez o gastos energéticos altos para desarrollar estructuras carnosas ricas en nutrientes como recompensa para los animales dispersores (3).

Debido a esto se han postulado varias hipótesis para explicar las ventajas adaptativas que trae para las plantas el desarrollo de mecanismos especializados para la dispersión de semillas (5,10,12), los cuales argumentan diferentes estrategias:

1. Escape: permite a las plántulas escapar de sus enemigos naturales –depredadores, parásitos, patógenos, herbívoros– que son más abundantes en las cercanías de la planta madre (5).
2. Colonización: la dispersión permite a las semillas alcanzar nuevos sitios que presenten características favorables para su germinación. Debido a que los hábitats cambian con el tiempo, es favorable para una planta dispersar sus semillas lo más ampliamente posible con el fin de que tengan mayores probabilidades de encontrar un sitio seguro. Según Howe (4), esta hipótesis puede ser la más importante para explicar la evolución de las adaptaciones de las plantas para la dispersión.
3. Dispersión directa: algunos agentes dispersores pueden transportar las semillas hasta microhábitats específicos que les brindan las condiciones que ellas requieren para su germinación, establecimiento y crecimiento. Estos lugares se caracterizan por ser sitios con características particulares y porque pueden ser estables.

Estas son explicaciones alternativas pero no excluyentes, y pueden actuar simultáneamente, pues la importancia relativa de cada una de estas presiones selectivas para una especie dada depende, entre otras, de las características bióticas y abióticas de su hábitat, de su estatus sucesional –en las especies pioneras quizá sea más importante la colonización– y de las condiciones que requieren sus semillas para germinar –si son muy específicas, sería más importante una dispersión directa a un sitio con las condiciones adecuadas– (1).

A nivel de la población, la dispersión de semillas actúa básicamente a dos escalas, de acuerdo a la distancia de dispersión que alcancen las diásporas (10) (Figura 1):

- Escala local o dispersión a corta distancia: En esta escala, la dispersión de semillas asegura el mantenimiento de las poblaciones de plantas en su hábitat actual.
- Escala regional o dispersión a larga distancia: Cuando las semillas alcanzan grandes distancias de dispersión, lo cual permite la colonización de nuevos sitios lejos de la población de origen (10), o la recolonización de sitios luego de disturbios naturales o antrópicos.

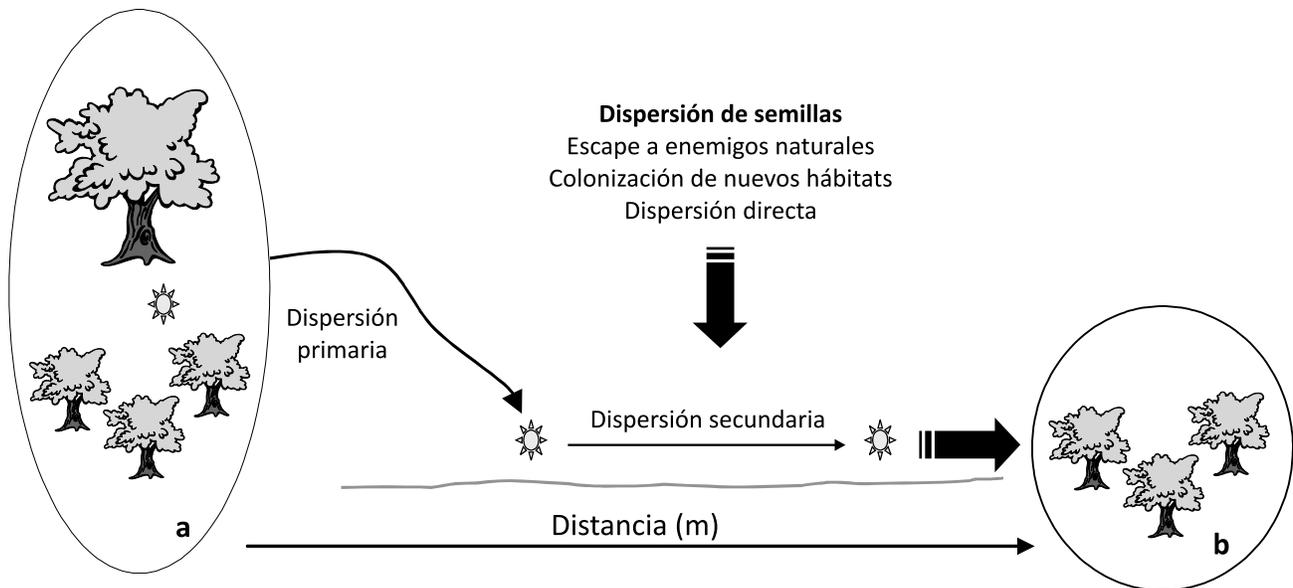


Figura 1. Las escalas de la dispersión de semillas: a) Dispersión a corta distancia, que permite el mantenimiento de la población en el hábitat actual, y b) dispersión a larga distancia, a través de la cual la población es capaz de colonizar nuevos hábitats.

Evidentemente, la dimensión de estas escalas depende del tamaño de las plantas; así, para un árbol un evento de dispersión a larga distancia implica un transporte de las semillas a lo largo de cientos o miles de metros, mientras que para una hierba rasante implica una distancia de un poco más de 100 m.

MECANISMOS DE DISPERSIÓN

Si bien el fenómeno mismo de la dispersión de semillas acarrea un gran riesgo, ya que la separación de los propágulos de la planta madre les deja expuestos a circunstancias que aumentan las probabilidades de muerte, las plantas han desarrollado estrategias tanto morfológicas como fisiológicas que aumentan la capacidad de dispersión de sus propágulos, involucrando, en la gran mayoría de casos, la acción de un agente externo. Estas estrategias o mecanismos de dispersión comprenden el desarrollo de estructuras morfológicas para facilitar el transporte de la semilla o el fruto por el agente dispersor, tales como la presencia de alas, plumas, garfios, arilos carnosos, frutos carnosos, frutos que se abren de forma explosiva, entre otras, y de comportamientos fisiológicos que aumenten la efectividad de las estructuras desarrolladas, como la liberación de todas las semillas en una época determinada o dispersión lenta y sostenida de las semillas (3). El agente dispersor puede ser abiótico (el viento, el agua, la gravedad) o biótico (hormigas, peces, anfibios, reptiles, aves y mamíferos).

Algunos de los tipos de dispersión de semillas son:

Autocoria: Se habla de autocoria cuando la planta madre es el agente dispersor, ya que ella disemina sus semillas a través de frutos que abren con una explosión una vez maduros, expulsando las semillas hasta a un metro de la planta madre (3,12). Este tipo de dispersión se encuentra en las especies de los géneros *Geranium* (Figura 2).



Figura 2. Especies de bosque altoandino que presentan mecanismo de dispersión de semillas por autocoria de *Geranium sibbaldoides* (hierba).

Anemocoria: En este caso el viento es el agente dispersor y así las características morfológicas de los propágulos les permiten mantenerse en vuelo, de tal forma que alcanzan grandes distancias antes de caer al suelo. La distancia de dispersión alcanzada por los propágulos de especies anemócoras depende tanto de características del ambiente como de características de la planta (2,3,6,9). Las adaptaciones morfológicas para la anemocoria incluyen: tamaño diminuto de las semillas, la presencia de un mechón de pelos suaves en uno o los dos extremos de la semilla, la presencia de alas o la presencia de papus en el caso de las Asteráceas. La anemocoria es el principal mecanismo de dispersión en las primeras etapas de regeneración del bosque altoandino, las cuales están dominadas por asteráceas, especies heliófilas abundantes luego de los disturbios.

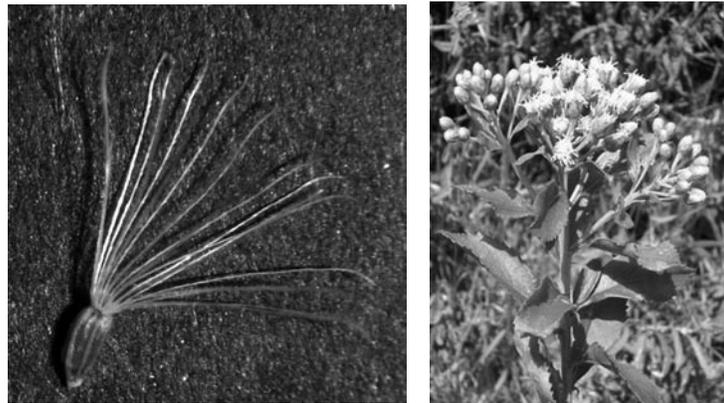


Figura 3. Semillas y flores de *Baccharis prunifolia* (arbusto), especie altoandina que presenta mecanismo de dispersión de semillas por anemocoria.

Barocoria: En las plantas barócoras, las diásporas, al llegar a la madurez, se desprenden y caen a causa de su propio peso. Las plantas que presentan este tipo de dispersión generalmente son hierbas y arbustos del sotobosque, aunque también se presenta en algunos árboles, que tienden a estar agrupados pues este mecanismo no permite alcanzar grandes distancias de dispersión. No obstante, factores como el viento y la lluvia pueden incrementar estas distancias (6,11) En zonas altoandinas, *Bucquetia glutinosa* y *Tibouchina grossa* presentan este mecanismo de dispersión (Figura 4).



Figura 4. Arbustos de especies de bosque altoandino que presentan mecanismo de dispersión de semillas por barocoria. a. *Bucquetia glutinosa*
b. *Tibouchina grossa*.

Hidrocoria: En los ambientes terrestres las semillas pueden ser transportadas por corrientes de agua o por la lluvia. La distancia de dispersión alcanzada, depende de la capacidad de flotabilidad que presente la semilla. La hidrocoria es discutida como mecanismo de dispersión propiamente dicho, ya que a veces ocurre más por azar que por una adaptación especial de las plantas para este tipo de agente dispersor (6,12). En algunos casos, el agua efectúa una dispersión secundaria de las semillas (esto ocurre sobre todo entre especies anemócoras, cuyas diásporas tienen una alta capacidad de flotabilidad). No obstante, algunas especies están adaptadas para la dispersión de las semillas a través de corrientes de agua (8).

Zoocoria: Las semillas que no son dispersadas por agentes abióticos ni son expulsadas por la planta madre, frecuentemente tienen algún vínculo con un animal y esto puede dar lugar a un patrón de distribución muy especializado. El patrón de distribución en este tipo de dispersión está condicionado por características específicas del dispersor que lo hacen complejo: sus patrones de movimiento a través del hábitat, sus lugares de alimentación, su comportamiento territorial y migratorio, etc. (2,3). Las diferentes interacciones entre la planta y el organismo dispersor dan origen a diferentes tipos de zoocoria:

- Endozoocoria: transporte de las semillas, por consumo.
- Ectozoocoria: es el transporte externo de las diásporas por adhesión de las mismas a la superficie del cuerpo de los animales.
- Eleosomozoocoria: es el transporte de diásporas que presentan elaiosomas en la superficie, que son cuerpos oleíferos especiales, tejidos nutritivos que son apreciados por las hormigas.



Figura 4. Especies de bosque altoandino que presentan mecanismo de dispersión de semillas por endozoocoria: a. *Muehlenbeckia thamnifolia*.
b. *Nertera granadensis*.

Los tipos de dispersión están relacionados con el tipo de comunidad en el que se desarrolla la especie, variando de acuerdo con las características bióticas y abióticas –climáticas, topográficas, etc- imperantes dentro de la misma; así por ejemplo una comunidad de plantas de porte pequeño en un sitio expuesto a fuertes vientos presentará una mayor incidencia de especies con semillas dispersadas por el viento que una comunidad de bosque con un sotobosque denso, donde la dispersión por animales presenta una mayor efectividad. También se encuentra una relación entre el tipo de dispersión de una especie y su forma de vida. Los árboles emergentes y del dosel superior, las lianas, las hierbas y muchas especies arbustivas heliófilas son principalmente anemócoras, es decir, dispersadas por el viento, mientras que los árboles del dosel, y las especies del sotobosque son zoócoras; dispersadas por aves y mamíferos como primates y murciélagos (1,2). Por último, es preciso tener en cuenta que una misma especie puede tener dos o incluso tres mecanismos de dispersión (12).

LITERATURA CITADA

1. DALLING, J. W. 2002. Ecología de semillas. pp. 345-375 En: M. Guariguata & G. Kattan (Eds.) *Ecología y conservación de Bosques Neotropicales*. Ediciones LUR, Costa Rica.
2. FENNER, M. 1985. *Seed Ecology* Chapman & Hall Londres.
3. HARPER, J. L. 1977. *Population biology of plants*. Academic Press. Londres.
4. HOWE, H. 1986. Seed dispersal by fruit-eating birds and mammals pp. 123-190. En: D. R. Murray (Ed) *Seed dispersal*. Academic Press, San Diego y Londres.
5. HOWE, H. F. & J. SMALLWOOD 1982. Ecology of seed dispersal. *Annual Review of Ecology and Systematics* 13: 201-228.
6. HUGHES, L., M. DUNLOP, K. FRENCH, M. R. LEISHMAN, B. RICE, L. RODGERSO & M. WESTOBY. 1994. Predicting dispersal spectra: a minimal set of hypotheses based on plant attributes. *Journal of Ecology* 82: 933- 950.
7. MONTENEGRO, A. L. 2000. Estrategias de dispersión y regeneración por bancos de semillas en dos comunidades de bosque altoandino (Embalse de San Rafael). Trabajo de grado. Departamento de Biología. Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, D.C.
8. MURRAY, D. 1986 *Seed dispersal*. New York. Academic. 1986. xiv, 322 p.
9. NATHAN, R. H. HORN, J. CHAVE & S. A. LEVIN. 2002. Mechanistic models for tree seed dispersal by wind in dense forests and open landscapes. pp 69-82 En: Levey, D, J., R. W. R. Silva & M. Galetti (Eds.) *Seed dispersal and frugivory: Ecology, Evolution and Conservation*. CAB International.
10. OLIVIERI, I., O. RONCE, E. IMBERT, F. ROUSSET & M. ALLEAUME-BENHARIRA 2003. Dispersion chez les plantes. www.isem.univ-montp2.fr/GE/Metapopulations/Meta.php
11. RIDLEY, H. N. 1930 *The dispersal of plants throughout the world*. L Reeve, Ashford, Kent. 744 pp.
12. WILLSON, M. F. 1992. The ecology of seed dispersal. pp. 61-85 En: Fenner, M. (Eds.) *Seeds: The ecology of regeneration in plant communities*. CAB International Wallingford.

8.c. LAS INVASIONES DE ESPECIES EXÓTICAS

✉ Andrea Sánchez-Tapia, Bióloga
 Universidad Nacional de Colombia
 asanchezt@unal.edu.co

Los seres humanos han contribuido a la movilidad de las especies más allá de sus rangos de distribución natural, lo cual se ha agudizado en los últimos siglos (1,2). Hoy en día, este movimiento es tan generalizado y frecuente que la proporción de especies exóticas en muchos ecosistemas aumenta rápidamente, en algunos casos generando graves problemas. Esta llegada –voluntaria o no– de especies exóticas a nuevos ecosistemas es conocida como *introducción* (1,2).

Del total de especies exóticas introducidas, se estima que muy pocas logran *naturalizarse*, es decir, establecer poblaciones que persistan en el tiempo sin ayuda del hombre. Dependiendo del ecosistema y de la especie introducida, algunas de estas exóticas pueden comenzar a expandirse hasta irrumpir en el funcionamiento del ecosistema. Tal como ocurre con el paso de la introducción a la naturalización, apenas una fracción de las especies naturalizadas llega a constituirse como *invasora* (2). A pesar de esto, el impacto de las invasiones biológicas alrededor del mundo es tan fuerte que hoy se considera la segunda mayor causa de pérdida de la biodiversidad, después de la destrucción directa de hábitats según la UICN (6).

En general, la dinámica de cada evento de invasión es única, pues resulta de la combinación de las características de la especie invasora, del ecosistema de llegada, de las respuestas de ambos al entrar en contacto y de una serie de eventos estocásticos (1). Las especies suelen ser invasoras en ambientes similares a los de su rango nativo (4), pero predecir qué especies o ecosistemas pueden invadir o ser invadidos es imposible debido a varios factores que interactúan de manera bastante compleja (3, 4). Las especies invasoras pertenecen a varios grupos taxonómicos sin que haya caracteres específicos que permitan predecir cuáles de sus miembros pueden ser invasores (4). Adicionalmente, cualquier ecosistema puede verse invadido, independientemente de su diversidad y estructura (3), aunque ecosistemas más disturbados suelen tener una *invasibilidad* mayor (5). Algunas especies invasoras se establecen exclusivamente en lugares disturbados como bordes de carretera, corredores ribereños y cercas, sin salir nunca de estos ambientes.

Por otra parte, luego de la introducción puede darse un avance instantáneo de las poblaciones o producirse un período de latencia (*time lag*) de pocos meses a varios años. Durante éste, se pueden dar cambios en la población o en el ecosistema o cumplirse requisitos poblacionales como un tamaño mínimo poblacional, que permiten el inicio de la invasión (1). Esto hace que muchas especies que ya han sido introducidas puedan en cualquier momento convertirse en invasoras, aunque no hayan tenido este comportamiento antes. No obstante, la falta de certeza frente a cada proceso de invasión no es motivo para no aprender o no utilizar la experiencia ganada en invasiones anteriores u ocurridas en otros lugares. De hecho, hoy existen varias iniciativas para el intercambio de información entre países y regiones, como GISP (Global Strategy on Invasive Plants) (6).

Una invasión biológica puede tener un amplio rango de efectos en el ecosistema de llegada. Al ser un elemento nuevo en la comunidad, puede desplazar por competencia a algunas especies nativas que ocupen sus ambientes de preferencia. No siempre este desplazamiento lleva a una extinción local, hecho que confunde a algunas personas que argumentan que una introducción es un aumento en la diversidad local (Zalba, Sergio. 2006. Com. pers.). El rango de distribución inicial y el tamaño poblacional de las especies desplazadas disminuyen, lo cual afecta directa e indirectamente a los otros elementos de la comunidad y por lo tanto al funcionamiento del ecosistema.

Algunas especies invasoras pueden entrar a las cadenas tróficas como un recurso para la biota nativa, con lo cual los predadores o herbívoros nativos que las utilizan se ven favorecidos por su llegada. Esto aumenta la presión de predadores o herbívoros sobre

los recursos nativos, o disminuye la dispersión de sus semillas, alterando los equilibrios tróficos previos a la invasión. Otras especies invasoras, sin embargo, son impalatables para la biota nativa y su aumento poblacional se debe en parte a la ausencia de predadores. Lo mismo ocurre con las parasitosis, pues la ausencia de parásitos en el nuevo rango puede favorecer a la invasora, o bien la introducción de parásitos asociados a la invasora puede poner a la biota nativa en desventaja por la falta de adaptación a éstos (7).

La modificación del régimen de disturbios y de condiciones abióticas del ecosistema como el suelo, el sustrato y de los ciclos biogeoquímicos y del agua, también son otros efectos importantes de las invasiones biológicas ampliamente documentados.

Finalmente, es importante recordar que la restauración ecológica busca ayudar a los sistemas biológicos a recuperar su composición y funciones, recuperando hasta cierto punto la sucesión natural y luego confiando en la capacidad de recuperación o resiliencia de éstos (7). Estos objetivos sólo pueden realizarse cuando no existen elementos con una capacidad competitiva netamente mayor a la de las especies nativas (8), lo cual hace del control de las invasiones un requisito primordial para lograr los objetivos de la restauración.

LITERATURA CITADA

1. HENDERSON, S., T.P. DAWSON, R.J. WHITTAKER. 2006. Progress in invasive plants research. *Progress in Physical Geography* 30:25-46.
2. RICHARDSON, D.M., P. PYSEK, M. REJMÁNEK, M.G. BARBOUR, F.D. PANETTA, C.J. WEST. 2000 Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and distributions* 6:93-107.
3. DAVIS, M.A., J.P. GRIME, K. THOMPSON. 2000. Fluctuating resources in plant communities: A general theory of Invasibility. *Journal of Ecology* 88: 528-534.
4. PYSEK, P. 1998. Is there a taxonomic pattern to plant invasions? *Oikos* 82: 282- 294.
5. PRIEUR-RICHARD, A. H., LAVOREL, S., 2000. Invasions: the Perspective of Diverse Plant Communities. *Austral Ecology* 25:1-7
6. MCNEELY, J.A., H.A. MOONEY, L.E. NEVILLE, P. SCHEI y J.K. WAAGE (eds.) 2001. A Global Strategy on Invasive Alien Species. IUCN Gland, Switzerland, and Cambridge, UK.
7. PRACH, K., B. SÁNDOR, C. JOYCE, P. PYSEK, R. VAN DIGGELEN, G. WIEGLEB. 2001. The role of spontaneous vegetation succession in ecosystem restoration: a perspective. *Applied Vegetation Science* 4: 111-114.
8. CRAFTS, A.S. 1956. Weed control:applied botany. *American Journal of Botany* 43:548-556.

8.d. AUSENCIA DE FUENTES DE PROPÁGULOS Y DISPERSORES

✉ Patricia Velasco-Linares, Bióloga
Universidad Nacional de Colombia
zvelascol@unal.co

✉ Angélica Cardona Cardozo, Ingeniera Forestal
Universidad Distrital Francisco José de Caldas
angelicardonaca@yahoo.com

Un propágulo vegetal es una estructura de la planta con la capacidad de dar origen a otro individuo, dentro de esta definición se encuentran las semillas, frutos, esporas y cualquier tejido vegetal maduro que posea células con capacidad de diferenciarse y

dar origen a nuevas estructuras (8). Las fuentes de propágulos que están presentes en la naturaleza son: los bancos de semillas, los bancos de plántulas, los bancos de retoños y la lluvia de semillas. Su abundancia depende del tipo de ecosistema, de las características de los relictos de vegetación que se encuentran en la zona y de la presencia y grado de interacción de los diversos agentes dispersores como lo son los animales, el viento y el agua. En zonas alteradas por efecto de los disturbios se disminuye la fuente de propágulos de la vegetación original y con ella la capacidad del ecosistema para autoregenerarse.

Por lo general el tamaño y diversidad de los bancos de semillas, de retoños y de plántulas, es inversamente proporcional al grado de alteración, es decir, a medida que la alteración es mas grave o frecuente, la abundancia y diversidad de las fuentes de propágulos disminuyen y en muchos casos son eliminados. Esta condición es producto de diferentes tipos de disturbios dentro de los que se destacan: *i)* la modificación de las condiciones del suelo a causa de la remoción de la capa vegetal, *ii)* la acción del arado, el pastoreo del ganado y *iii)* los fuegos recurrentes. Después de un periodo de tiempo en el cual se producen disturbios frecuentes, los bancos de plántulas y de retoños pueden ser eliminados y disminuir el banco de semillas en su abundancia y riqueza de especies, convirtiéndose de esta manera en una fuerte limitante para el proceso de regeneración (4,13,14).

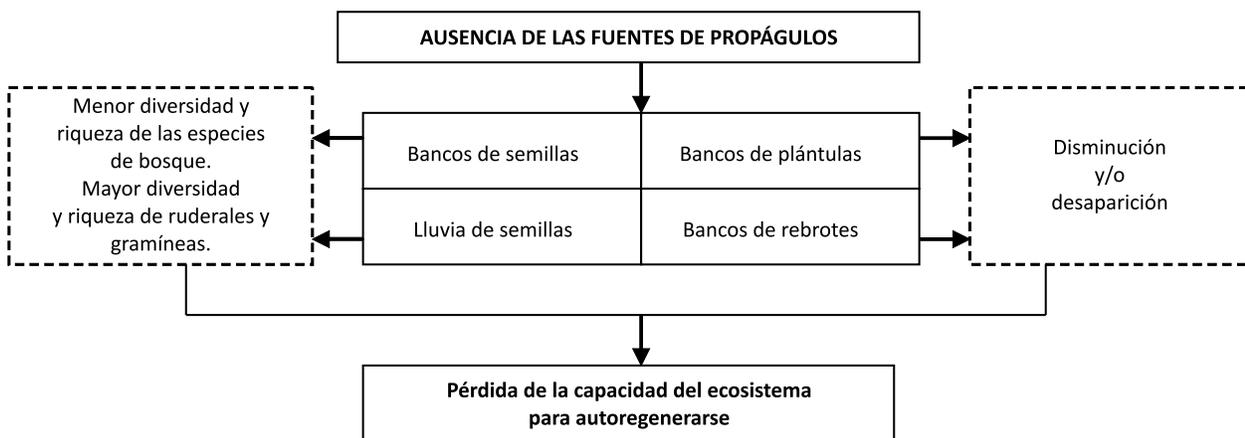


Figura 1. Consecuencias de la ausencia en las fuentes de propágulos dentro de un ecosistema a restaurar.

El banco de semillas de zonas muy alteradas como los potreros está compuesto principalmente por hierbas exóticas y ruderales con semillas de larga vida que ven favorecida su dispersión por la reducción de la cobertura del bosque. Adicionalmente la densidad de especies arbóreas o arbustivas del ecosistema original es baja y las pocas semillas que logran ser dispersadas tienen corta viabilidad y no permanecen en el banco de semillas por mucho tiempo (10,14). Los bancos de semillas de zonas potrerizadas están frecuentemente dominados por gramíneas y especies herbáceas resistentes al pastoreo, que pueden inhibir la germinación y establecimiento de especies de mayor porte, dando como resultado una lenta recuperación y una baja diversidad del bosque secundario.

La mayoría de las especies que componen la lluvia de semillas provienen de plantas presentes en las zonas potrerizada, de unas pocas pioneras o plantas de borde de bosque de semillas pequeñas, especialmente anemócora (7,12). Las especies que son dispersadas dentro de los pastizales no reflejan la composición del bosque nativo, algunos estudios demuestran que solo el 11% de las especies encontradas cerca de áreas abiertas disturbadas llegan a estas áreas por dispersión (3,17).

La dominancia de unas pocas especies del ecosistema original en la lluvia de semillas y el banco de semillas podría afectar la recuperación de la vegetación y la dinámica del bosque a largo plazo. Las semillas que llegan allí por dispersión pierden la viabilidad rápidamente impidiendo la existencia de un banco de semillas persistente y afectando el surgimiento de plántulas de especies arbóreas o arbustivas, lo cual se convierte en un problema para su recuperación. Adicionalmente, los bancos de retoños

y de plántulas son prácticamente inexistentes ya que son suprimidos por las condiciones del disturbio a la que fueron sometidas. De acuerdo con esto, la sucesión en los pastizales esta altamente condicionada a la continua lluvia de semillas procedentes de relictos circundantes de bosque nativo (2,5,10,13,19), convirtiéndose en la fuente de propágulos más importante para su regeneración (1,5,12).

La transformación del paisaje también afecta el comportamiento de los agentes dispersores, como consecuencia de la ausencia de vegetación se cambia el régimen del viento local (15, 11) y se disminuyen las interacciones de los organismos dispersores con las plantas que mantienen dicha interacción. La distancia de dispersión se reduce drásticamente desde el borde del bosque hacia el interior de la zona disturbada, por un lado, la dispersión por animales o zoocoria generalmente no va más allá de 5 m desde el borde del bosque en áreas abiertas desprovistas de árboles o arbustos remanes (18,21); y la dispersión por el viento o anemocoria generalmente alcanza de 5 m a 20 m desde a partir del borde de bosque (1,3,4,13). En consecuencia hay mayor abundancia del banco de semillas en zonas abiertas cercanas al borde de bosque (19), que en el interior de la matriz (Figura 2). En un estudio realizado en bosque húmedo subtropical encontró que el 0.3% de las semillas lograron dispersarse más de 4 m desde el borde del bosque y que el banco de semillas presentaba un fuerte descenso en la densidad y riqueza de especies a medida que aumentaba la distancia desde el borde del bosque (3).

El síndrome de dispersión zoócora es el dominante en los ecosistemas tropicales (16), los vertebrados frugívoros voladores son los mejores dispersores de semillas en términos de la cantidad de semillas y distancia de transporte, en comparación con animales terrestres por la movilidad, tipo de alimentación y tiempo de retención de las semillas que ingieren (9). Sin embargo, debido al cambio de estructura y composición de la vegetación después de un disturbio, se disminuyen los recursos alimenticios, no se encuentran lugares de paso o refugio contra los depredadores (18,21) y por lo tanto se afectan la permanencia de las poblaciones en un determinado sitio.

La ausencia de la dispersión por zoocoria disminuye la presencia de semillas de este tipo de plantas en la lluvia de semillas y los bancos de semillas, limitando la regeneración del bosque y en consecuencia la extinción local tanto de los organismos involucrados en la interacción como de otros que se benefician indirectamente de ellos (22).

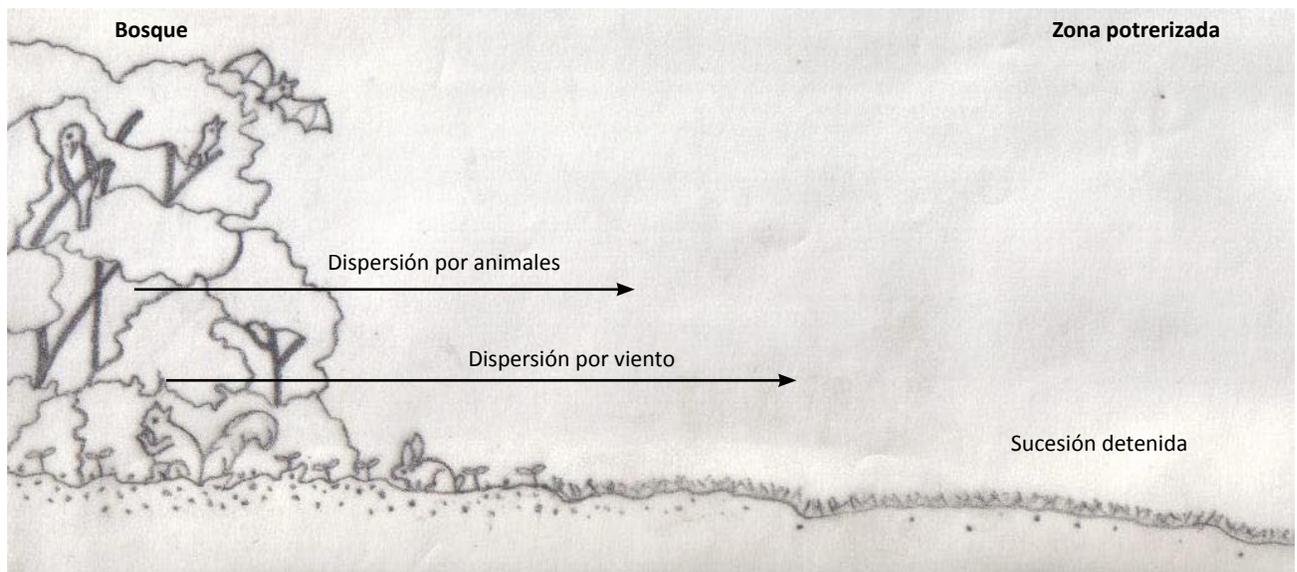


Figura 2. La lluvia de semillas de especies de bosque dentro de las zonas potrerizadas disminuye a medida que aumenta la distancia del fragmento a la matriz.

A pesar que son varios los factores que limitan la recuperación de la vegetación después de los disturbios, el factor más relevante es la baja dispersión de semillas de las especies nativas, por efecto de la disminución de las fuentes de propágulos a causa de la fragmentación de la vegetación nativa (2,3,5,13,14,16). Cuando los relictos de vegetación se encuentran lejos de las zonas alteradas, o son de tamaño reducido, la recuperación es más difícil, ya que la cercanía de vegetación nativa condiciona el grado de acción y presencia de los agentes dispersores, la composición y abundancia de las fuentes de propágulos, aspectos que determinan el rumbo de la sucesión y por lo tanto la capacidad de autorregeneración del ecosistema. Todos los anteriores factores interactúan y la entrada de semillas al suelo esta determinada en gran parte por la lluvia de semillas disponible y la dispersión.

LITERATURA CITADA

1. AIDE, T. M. & CAVELIER, J. 1994. Barriers to lowland forest tropical restoration in the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Restoration ecology*. 2: 219-229
2. AIDE, T. M., ZIMMERMAN, J. K., PASCARELLA, J. B.; RIVERA, L., H. MARCANO-VEGA. 2000. Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: Implications for restoration. *Restoration ecology*. 8 (4): 328-338
3. CUBIÑA, A. & AIDE, M. 2001. The effect of distance from forest edge on seed rain and soil seed bank in a tropical pasture. *Biotropica*. 33(2): 260-267.
4. DALLING, J. W., M. D. SWAINE, N.C. GARWOOD. 1998. DISPERSAL patterns and seed bank dynamics of pioneer trees in moist tropical forest. *Ecology*. 72 (2): 564-578.
5. DALLING, J. W. 2001. Ecología de semillas. En: Ecología y Conservación de Bosques Neotropicales. M. Guariguata y G. Kattan editores. Libros Universitarios Regional. Costa Rica.
6. DENSLOW, J. S. 1996. Functional group diversity and responses to disturbance. En: Ecological studies, Vol. 122. Orians, Dirzo and Cushman (eds). Biodiversity and ecosystem processes in tropical forests.
7. DÍAZ – MARTÍN, R. 2004. Variación espacio temporal de la lluvia de semillas en pastizales de un ecosistema altoandino (Reserva Forestal Municipal, Cogua Cundinamarca). Tesis. Biología. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá.
8. FONT QUER P. 1982. Diccionario de Botánica. Editorial Labor. Barcelona. 1244 pt.
9. GALINDO, G. S. GUEVARA & V. SOSA. 2000. Bad and Bird-Generated seed rain in at isotated trees pastures in a tropical rain forest. *Conservation Biology*. 14(6): 1603 – 1703.
10. GARWOOD, N.C. 1989. Tropical soil seed banks: a review. En: M.A. Leck; V.T. Parker & R.L. Simpson (Eds); Ecology of soil seed bank. Academic Press; Inc. San Diego, California. Pp. 149-209.
11. HARMS, K. E. & C. E. T. PAINE. 2003. Regeneración de árboles tropicales e implicaciones para el manejo de bosques naturales. Ecosistemas 2003/3 (URL: <http://www.aeet.org/ecosistemas/033/revision2.htm>)
12. Holl, K. 1998. Do bird perchig structures elevare seed rain and seedling establishment in abandonade tropical pasture? *Restoration Ecology*. 6(3): 253-261.
13. _____ 1999. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate and soil. *Biotropica*. 31: 229-242.
14. _____, LOIK, M. E., LIN, E. H., SAMUELS, I. A. 2000. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: Overcoming barriers to dispersal and establishment. *Restoration Ecology*. 8(4): 339-349.
15. KATTAN, G. 2001. FRAGMENTACIÓN. Patrones y Mecanismos de Extinción de especies En: Ecología y Conservación de Bosques Neotropicales. M. Guariguata y G. Kattan editores. Libros Universitarios Regional. Costa Rica.

16. LOISELLE, B. A., E. RIBBENS & O. VARGAS. 1996. Spatial and temporal variation of seed rain in a tropical lowland wet forest. *Biotropica* 28 (1): 82 – 95.
17. MARTINEZ-GARZA, C. & GONZÁLEZ- MONTAGUT, R. 1999. SEED rain from forest fragments into tropical pastures in Los Tuxtlas, Mexico. *Plant Ecology*. 145: 255-265.
18. NARANJO, L. 1992. Estructura de la avifauna en un área ganadera en el Valle del Cauca, Colombia. *Caldasia* 17: 55-66.
19. OLAYA, A. 2000. Efecto de borde sobre el banco de semillas germinable del bosque altoandino (Embalse de San Rafael. La Calera, Cundinamarca). Tesis de grado. Pontificia Universidad Javeriana. Facultad de Ciencias. Bogotá, Colombia.
20. ORTIZ - PULIDO, R., J. LABORDE & S. GUEVARA. 2000. Frugivoría por aves en un paisaje fragmentado: consecuencias en la dispersión de semillas. *Biotrópica* 32(3): 473-488.
21. RENJIFO, L. M. 1999. Composition changes in a subandean avifauna after long-term forest fragmentation. *Conservation Biology* 13: 1124-1139.
22. VELASCO-LINARES, P. 2004. Dinámica de la dispersión de plantas ornitócoras, reclutamiento y conectividad en fragmentos de bosque altoandino secundario (Reserva Natural Protectora, Cogua Cundinamarca). Trabajo de grado. Departamento de Biología. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá. Colombia.

8.e. PREDACIÓN POST-DISPERSIÓN DE SEMILLAS

✉ Luisa Fernanda Pinzón Pérez, Bióloga
 Universidad Nacional de Colombia
 lfpinzonp@unal.edu.co

La relación entre la enorme producción de semillas de la mayoría de plantas y la escasez de plántulas y árboles jóvenes, es evidencia de la intensa mortalidad de semillas en varios ecosistemas, siendo la predación de semillas una de las causas más estudiada para dicha mortalidad.

La predación de semillas se aborda considerando la predación pre-dispersión y post-dispersión de manera separada, debido a las diferencias entre los organismos vinculados a cada tipo de predación, frugívoros y granívoros, y entre los recursos que explotan. Los predadores post-dispersión tienden a ser más grandes, móviles, y generalistas comparados con los predadores pre-dispersión, siendo roedores, aves granívoras e insectos grandes como hormigas o escarabajos los más importantes, y sus recursos se encuentran esparcidos y a menudo enterrados o en baja densidad, a diferencia de la forma agregada tanto temporal y espacialmente en que se encuentran para los predadores pre-dispersión (1).

A su vez, el evaluar de manera separada los dos tipos de predación, ha demostrado que los patrones generales de tasas de mortalidad de semillas asociados a cada uno son diferentes (1), y los pocos estudios que han comparado los dos tipos de predación sobre la misma especie han mostrado que la predación post-dispersión suele ser más severa (2). La predación post-dispersión se caracteriza además por su considerable variación, y por lo menos seis variables principales han sido descritas: hábitat, microhábitat, especie, entierro de las semillas, densidad de semillas y estación (3).

Los estudios de predación de semillas sobre el efecto de variables como el hábitat y la especie, han mostrado que las tasas de predación pueden ser altas (4) (Ej. 63 % durante un mes de estudio) en los bosques tropicales de tierras bajas. El tipo de hábitat tiene un efecto significativo sobre las tasas de predación totales, que los predadores son altamente especie-específicos,

pues la sobrevivencia es altamente variable entre diferentes especies y a su vez ciertas especies son más consumidas que otras dependiendo del hábitat, que la predación no está correlacionada con el tamaño de las semillas aunque algunas investigaciones en bosques húmedos tropicales han mostrado que las semillas más pequeñas tienen un mayor riesgo de predación (4), y que los predadores más importantes son los mamíferos, sin embargo en experimentos en los que estos han sido excluidos se observa que la predación por parte de insectos es sobre las semillas más pequeñas, y sugieren que los insectos son dependientes de los vertebrados para romper las coberturas de las semillas más duras (4).

Algunos estudios sugieren que el efecto de la densidad de semillas puede variar con el hábitat, microhábitat, el tipo de semillas, la estación, la especie y el tipo de predador (4). Una menor densidad de semillas reduce el encuentro por parte de los roedores, en mayor medida sobre las semillas menores a 1 mg que sobre las más grandes. También, el entierro de las semillas reduce la frecuencia de encuentro comparado con las semillas que están sobre la superficie del suelo, a su vez, las semillas enterradas grandes en bajas densidades (una sola semilla) son más fácilmente encontradas que las pequeñas (3). El que las semillas grandes sean más exitosamente explotadas cuando se entierran sugiere que el entierro es un escape efectivo a la predación, y por esto no es coincidencia que los bancos de semillas permanentes pertenecen en su mayoría a especies con semillas de menos de 1 mg de masa (3).

La variación en la magnitud de la predación de semillas entre años es un hecho común, pero tal variación no es a menudo vinculada a la variabilidad anual en el reclutamiento vegetal. En zonas templadas, las diferentes intensidades entre estaciones (verano > otoño > primavera > invierno), pueden reflejar pulsos en la densidad poblacional de los roedores, ya que en estas regiones sus poblaciones experimentan cambios estacionales por sus ciclos reproductivos, con altas densidades en verano y otoño (5).

Los altos niveles de predación post-dispersión reportados, limitan la disponibilidad de semillas y pueden influenciar la recuperación de la vegetación en bosques degradados y retardar su regeneración (4). Además, de ser altamente especie-específica la predación, puede favorecer la regeneración hacia ciertas especies, y la alta variación espacial reportada en la mayoría de estudios puede causar que la recuperación en áreas disturbadas resulte fuertemente fragmentada (4). La predación post-dispersión puede influir en los patrones del reclutamiento, la diversidad, y la estructura de la comunidad de las especies vegetales (3). Se ha observado que en los bosques deciduos los granívoros, en particular los mamíferos, juegan un papel importante en la regeneración, distribución espacial y ecología reproductiva de las especies vegetales (6), y que pueden contribuir a un pobre establecimiento de plántulas pues la destrucción de semillas por parte de animales juega un papel importante en la reducción de las tasas de germinación (7). Además, estudios sobre competencia interespecífica por recursos que involucran roedores granívoros y hormigas proporcionan evidencia del gran impacto que tienen sobre comunidades vegetales en desiertos (1). Por tales razones, la predación de semillas es considerada además como una barrera a la recuperación de bosques intervenidos o degradados y por lo tanto a los programas de restauración ecológica de los mismos (7).

LITERATURA CITADA

1. CRAWLEY, M.J. 1992 Seed predators and plant population dynamics. En: Fenner, M. (Ed) Seeds, The ecology of regeneration in plant communities. CAB international. Pp. 157-180.
2. HULME, P.E. 2002 Seed-eaters: Seed dispersal, destruction and demography. En: Levey, D.J., Silva, W.R., Galleti, M. (Eds) Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation. CABI publishing, pp. 257-270.
3. HULME, P.E. 1994. Post-dispersal seed predation in grasslands: its magnitude and sources of variation. *Journal of Ecology* 82, 645-652.
4. HOLL, K.D. & LULOW, M.E. 1997 Effects of species, habitat, and distance from edge on post-dispersal seed predation in a tropical rainforest. *Biotropica* 29 (4), 459-468.
5. KOLLMANN, J., COOMES, D.A., WHITE, S.M. 1998. Consistencies in post-dispersal seed predation of temperate fleshy-fruited species among seasons, years and sites. *Functional Ecology* 12, 683-690.

6. HOSHIZAKI, K., HULME, P.H. 2002 Mast seeding and predator-mediated indirect interactions in a forest community: evidence from post-dispersal fate of rodent-generated caches. En: Levey, D.J., Silva W.R., Galetti, M. (Eds) Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation. CABI publishing, pp. 257-270.

7. FLORENTINE, S.K. & WESTBROOKE, M.E. 2004 Restoration on abandoned tropical pasturelands, do we know enough? *Journal of Nature Conservation* 12, 85-94.

8.f. BARRERAS AL ESTABLECIMIENTO Y PERSISTENCIA

✉ Adriana Díaz Espinosa, Bióloga
Universidad Nacional de Colombia
amdiaz@unal.edu.co

El establecimiento se define como la fase de la vida de la planta en donde el propágulo alcanza un sitio para germinar e inicia su desarrollo. Esto depende en gran parte de que el propágulo llegue a un sitio seguro con condiciones ambientales, edáficas y bióticas para su germinación, crecimiento y supervivencia cerca de sus óptimos fisiológico y ecológico. La persistencia, además implica que el individuo alcance su valor adaptativo (*fitness*), es decir, que tanto él como su descendencia tengan éxito reproductivo.

Tanto el establecimiento como la persistencia son aspectos muy importantes en la regeneración natural. Además existe una retroalimentación entre ambos procesos: el futuro de una plántula depende del éxito reproductivo de la planta madre y de condiciones óptimas para su establecimiento.

Existen múltiples barreras bióticas y abióticas para la regeneración, muchos de los cuales son agentes de estrés para las plantas que retardan el crecimiento y tienen efectos negativos en la reproducción. Dentro de los factores bióticas se encuentran: la acción de patógenos como virus, hongos y bacterias; animales, pisoteo de animales de pastoreo, herbivoría; y el efecto de otras plantas, competidoras y que producen sustancias alelopáticas. Por otro lado, las altas y bajas temperaturas; el déficit o exceso hídrico; la deficiencia o exceso de radiación (infrarrojo, UV, fotoinhibición); el estrés químico por sal, la acidez vs alcalinidad; la deficiencia o exceso de nutrientes, son barreras de tipo abiótico. Dependiendo de estos factores bióticos o abióticos, que generan el estrés, se pueden dar cambios morfogénicos, fisiológicos, etc. (Reigosa *et al.* 2004). Además de estos agentes estresantes, se encuentran los diferentes tipos de disturbio naturales y antrópicos que tienen efectos más abruptos, drásticos y rápidos sobre las poblaciones y comunidades, entre ellos se encuentran: el fuego, el pastoreo, los huracanes etc.

Aunque, muchos factores de estrés y disturbios son compartidos en ambas fases, la ausencia de micrositios de implantación es una de las barreras más importantes en la fase de establecimiento, ya que los micrositios seguros, no sólo para la germinación, sino para todo el desarrollo de la plántula, en ecosistemas alterados, son pocos. Por ejemplo en parches de especies invasoras la competencia por luz, agua y nutrientes es alta, en potreros el suelo está muy compactado y no se tienen las condiciones microambientales óptimas para el desarrollo de plántulas de arbustos y árboles, incluso pueden morir por heladas en las zonas de alta montaña y en canteras no existen las condiciones edáficas para soportar el crecimiento de una plántula.

A continuación se hace una descripción más detallada de algunas barreras al establecimiento y persistencia, en las cuales se explica de forma general, ¿Qué es? ¿Por qué se consideran barreras a la restauración? y ¿Cuáles son sus principales efectos?.

LITERATURA CITADA

REIGOSA, M., PEDROL, N., SÁNCHEZ-MOREIRAS, A. 2004. La ecofisiología vegetal: una ciencia de síntesis. Madrid, Thomson. 1193 p.

8.g. AUSENCIA DE MICROSITIOS DE IMPLANTACIÓN

☛ Ledy Trujillo Ortiz, Bióloga
 Universidad Nacional de Colombia
 ltrujillo@unal.edu.co

☛ Nubia Esperanza Orozco Ospina, Bióloga
 Universidad Nacional de Colombia
 nuesoo@gmail.com

La fragmentación de los bosques, transforma el paisaje creando matrices homogéneas que presentan condiciones bióticas y abióticas adversas para la dispersión, establecimiento y persistencia de especies nativas (1,4,7,8,9). Para que éstos procesos ocurran de manera exitosa, se requiere de un entorno químico, físico y biótico determinado además de un lugar apropiado sobre el suelo; al conjunto de éstos requisitos se le conoce como **micrositio de implantación**, o sitios seguros para el establecimiento.

Entre éstas matrices se pueden contar los potreros dominados por pastos que resultan de las actividades agropecuarias, allí la radiación solar es mayor que en el bosque nativo, elevando la temperatura y la transpiración y disminuyendo la humedad (6). Otras matrices generadas al cultivar especies leñosas exóticas, se caracterizan por interferir los procesos de regeneración al alterar las condiciones físicas y químicas (acidificación) del suelo, adicionalmente, reducen la disponibilidad de agua en el sistema. Finalmente las extensiones de plantas invasoras generan matrices en las que la regeneración de plantas nativas está limitada por la disminución de los recursos debido a que las invasoras poseen rasgos de historia de vida que las hacen fuertes competidoras.

La ausencia de micrositios para la implantación tiene como consecuencia la disminución de la regeneración de las especies nativas porque causa una reducción de la microheterogeneidad del suelo, de la disponibilidad de nutrientes y de la viabilidad de las semillas que permanecen largos períodos de tiempo sin germinar al no encontrar las condiciones adecuadas y aumenta la probabilidad de exposición a predadores (2,3,10,11,12).

Al interior de los bosques, las especies se encuentran bajo condiciones muy cambiantes determinadas por la alta heterogeneidad espacial, física y biológica; por el contrario, en las matrices homogéneas, las dinámicas están dictadas por una especie o por unas pocas especies, lo cual dificulta el establecimiento de las semillas. Por ejemplo, dentro del bosque, las semillas que llegan pueden germinar si encuentran las condiciones adecuadas o permanecer latentes formando el banco de semillas hasta que un disturbio como la apertura de un claro por la caída de un árbol permite la entrada de la luz necesaria para la germinación. Al contrario, dentro del pastizal la distancia al bosque, la ausencia de atractivos para dispersores y la densidad de individuos impide el arribo de semillas (5,10), los bancos de semillas pueden permanecer durante largos períodos (incluso años) sin destaparse y la incidencia de luz es tal que cuando una semilla logra germinar puede llegar a desecarse rápidamente.

De manera similar, aunque los bosques nativos poseen suelos ácidos, las semillas de plantas nativas que arriban a una matriz de pinos se enfrentan a pH's extremadamente bajos, sustancias alelopáticas que inhiben la germinación y el establecimiento, además de los obstáculos físicos que representa la capa de acículas. Mientras que en extensiones de plantas invasoras se genera una altísima competencia por espacio, nutrientes y agua, que reduce las opciones de regeneración.

Dentro de las plantaciones, los pastizales o las extensiones de plantas invasoras, la oferta de frutos para posibles dispersores es menor por la disminución de los recursos al cambiar y disminuir la riqueza de especies, razón por la cual el arribo de semillas se limita aún más.

LITERATURA CITADA

1. AIDE T.M & CAVELIER J. 1994. Barriers to lowland tropical forest restoration in the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Restoration Ecology* 2: 219-229.

2. AIDE T.M, J.K ZIMMERMAN, L. HERRERA, M. ROSARIO & M. SERRANO 1995. Forest recovery in abandoned tropical pastures in Puerto Rico. *Forest Ecology and Management* 77:77-86
3. AIDE T.M, J.K ZIMMERMAN, L. HERRERA, M. ROSARIO & H. MARCANO 1996. Forest recovery in abandoned tropical cattle pastures along an elevational gradient in northeastern Puerto Rico. *Biotropica* 28: 537-548.
4. CAVELIER, J. 1997 Selvas y boques montanos. En: Informe Nacional sobre el estado de la Biodiversidad. Tomo I Diversidad Biológica. Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos, Alexander Von Humboldt.
5. DUNCAN R.S & C.A CHAPMAN. 1999. Seed Dispersal and Potential Forest Succession in Abandoned Agriculture in Tropical Africa. *Ecological Applications*, 9(3), 998-1008
6. HOLL, K.D. 1999. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate and soil. *Biotropica* 29: 459-468
7. HOLL, K, M.E. LOIK, E.H.V. LIN & I.A. SAMUELS 2000. Tropical Montane Forest Restoration in Costa Rica: Overcoming barriers to dispersal and establishment. *Restoration Ecology* 8: 339-349
8. KATTAN, G.H. 2002. Fragmentación: patrones y mecanismos de extinción de especies. En: Guariguata, M.R. & Kattan, G.H. Ecología y Conservación de Bosques Tropicales.
9. MELI P. 2003. Restauración Ecologica de Bosques Tropicales, veinte años de investigación académica. *Interciencia* Vol 28. No. 10.
10. PETERSON C.J. & B.L. HAINES. 2000. Early Successional Patterns and Potential Facilitation of Woody Plant Colonization by Rotting Logs in Premontane Costa Rica Pastures. *Restoration Ecology* Vol.8 No. 4, 361-369.
11. POSADA J.M, T.M AIDE & J. CAVALIER 2000. Cattle and weedy shrubs as restoration tools of Tropical Montane Rainforest. *Restoration Ecology* 8:370-379.
12. SLOCUM M.G. 2000. Logs and Fern Patches as Recruitment Sites in a Tropical Pastures. *Restoration Ecology* Vol. 8 No 4, 408-413.

8.h. EL SUELO COMO BARRERA PARA LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA

✉ Julián Esteban Díaz Triana, Biólogo
 Universidad Nacional de Colombia
 jediaz@unal.edu.co

El suelo es un componente crítico y determinante de los ecosistemas, porque sin sus procesos, permanecerían en condiciones muy limitadas de desarrollo (1). Su estado de degradación es una barrera para la restauración ecológica afectando el desarrollo de las comunidades vegetales y animales de un área. Problemas como compactación, toxicidad, baja fertilidad y capacidad de retención de agua; disminución y desaparición de los organismos del suelo, impiden que las plantas se establezcan y persistan en un lugar alterado (Figura 1).

La degradación del suelo implica la disminución de su capacidad productiva a causa del uso intensivo, lo cual conduce a cambios adversos en sus propiedades físicas, químicas y biológicas. A ésta contribuyen factores que activan los diferentes procesos de degradación (Tabla 1).

Tabla 1. Procesos y factores de degradación del suelo (2).

PROCESOS			FACTORES	
Físicos	Químicos	Biológicos	Naturales	Antropogénicos
Compactación	Lixiviación Acidificación	Reducción de fauna del suelo	Clima	Población
Perdida de estructura		Agotamiento de materia orgánica	Hidrología	Uso de la tierra
Régimen hidrotérmico adverso		Incremento de organismos patógenos	Topografía	Logística
	Desbalance de elementos		Material Parental	Eliminación de desechos
			Vegetación	

La compactación del suelo consiste en la disminución de su volumen y por tanto implica el aumento de su densidad, esto incrementa su resistencia mecánica y produce la reducción de su espacio poroso. Como consecuencia, el oxígeno en su interior disminuye, se dificulta la infiltración del agua y aumenta la escorrentía. Lo anterior dificulta el establecimiento y desarrollo de las plántulas (3), así como el crecimiento y la expansión de las raíces.

La toxicidad del suelo se presenta en tres formas:

Acidificación: La acidificación del suelo se da cuando se reduce su pH, aumenta la concentración de aluminio y disminuye la saturación de bases. Esto afecta la disponibilidad de nutrientes y el metabolismo de las plantas provocando la inmovilización de elementos esenciales y desarreglos fisiológicos en el interior de las raíces.

Metales pesados: Los metales pesados y metaloides son fuertemente absorbidos por los componentes del suelo acumulándose incluso por miles de años (4). Las plantas los captan y transportan en su interior como cualquier microelemento esencial; allí causan desarreglos funcionales que inactivan procesos fisiológicos fundamentales en la respiración y fotosíntesis, inhabilitan la captación y asimilación de nitrógeno y restringen el crecimiento.

Salinidad: La salinidad es una condición que se da por alta concentración de sales en el suelo, lo cual disminuye la disponibilidad de agua y repercute en las plantas cual efecto de sequía. Además de reducir el potencial del agua para moverse, las sales, al ser incorporadas en exceso dentro de las células vegetales, producen reducción significativa de la energía; esto desencadena la acumulación de sustancias nocivas y perjudica la asimilación de nitrógeno. La captación de sales por encima de niveles de tolerancia permitidos por las plantas detiene la fotosíntesis, aumenta y disminuye la respiración de las raíces, reduce la captación de algunos nutrientes minerales y afecta en especial el crecimiento (5).

La baja fertilidad del suelo se da por causa de deficiencia de materia orgánica y nutrientes minerales. Así mismo, la deficiencia de materia orgánica se relaciona con baja capacidad de retención agua, siendo ésta también consecuencia de la compactación y alteración de la estructura del suelo. Cuando no existe la suficiente cantidad de estos recursos el crecimiento de las plantas se ve limitado y no persisten en el tiempo.

La reducción y desaparición de organismos benéficos del suelo trae consigo el retraso de procesos claves en el funcionamiento del suelo y los ecosistemas, como fijación de nitrógeno, descomposición de materia orgánica, ciclado de nutrientes y aireación. Dado que en estos procesos participan organismos especializados, su ausencia o bajo número repercute en el estado de salud de las plantas. Por ejemplo, microorganismos como las micorrizas contribuyen a mejorar la captación de nutrientes y prevenir enfermedades, sin ellas algunas plantas son bastante vulnerables.

Un ejemplo claro del suelo como barrera para la restauración ecológica se da en el caso de la minería a cielo abierto, pues antes de implementar cualquier estrategia para la recuperación del área afectada es necesario rehabilitar el suelo como hábitat para las plantas. El ecosistema original podría recuperarse espontáneamente si las condiciones ambientales fueran adecuadas, no obstante en la mayoría de casos las condiciones físicas, químicas y biológicas del suelo impiden la iniciación de una sucesión (6). Para ello, deben superarse condiciones extremas como inestabilidad del sustrato, ausencia total de nutrientes y toxicidad.

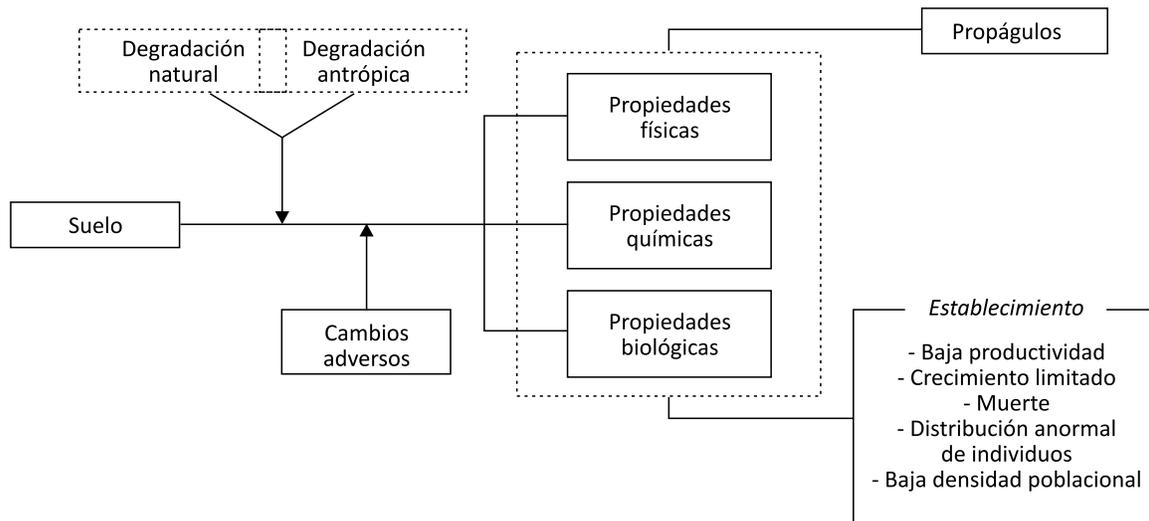


Figura 1. Proceso de degradación de los suelos.

LITERATURA CITADA

1. BRADSHAW A. D. 1997. The importance of soil ecology in restoration science. pp. 33-64. En: Urbanska K. M., Webb N. R. y Edwards P. J. (eds.). 1997. Restoration Ecology and Sustainable Development. Cambridge University Press. Cambridge, United Kingdom. 397 p.
2. LAL R. y STEWART B. A. 1992. Need for Land Restoration. pp. 1 –11. En: Lal R. y Stewart B. A. (eds.). 1992. Advances in Soil Science Volume 17 Soil Restoration. Springer-Verlag. New York, United States. 456 p.
3. BASSET I. E., SIMCOCK R. C. y MITCHEL N. D. 2005. Consequences of soil compaction for seedling establishment: Implications for natural regeneration and restoration. *Austral Ecology* 30 (8): 827 – 833 pp.
4. WOOD M. 1995. Environmental Soil Biology. Second Edition. Chapman & Hall. Cambridge, United Kingdom. 150 p.
5. LARCHER W. 2003. Physiological Plant Ecology. Springer-Verlag, Berlin, Germany. 513 p.
6. BRADSHAW A. 1997. Restoration of mine lands – using natural processes. *Ecological Engineering* 8 (4): 255 – 269 pp.

8.i. CONDICIONES CLIMÁTICAS ADVERSAS

✉ Adriana Díaz Espinosa, Bióloga
 Universidad Nacional de Colombia
 amdiaze@unal.edu.co

En las plantas el estrés abiótico causa respuestas a nivel fisiológico y bioquímico; se alteran procesos como la fotosíntesis, el transporte de metabolitos, la toma y traslación de iones. La respuesta de una planta al estrés puede dividirse en tres y cuatro etapas dependiendo de la especie: 1) la fase de alarma, 2) el estado de aclimatación, 3) estado de agotamiento y 4) fase de regeneración. En el primero, la planta experimenta de forma rápida un cambio funcional, desestabilización estructural (proteínas y membranas) y un incremento de los procesos catabólicos. Algunas plantas son capaces de aclimatarse al estrés, debido a ajustes y adaptaciones metabólicas y morfológicas. Cuando se sobrepasa el umbral de estrés ocurre un agotamiento en el que se pierde la función y estructura, lo que desencadena la muerte celular. En algunos casos cuando se elimina el factor estresante algunas plantas tienen la capacidad de regenerar de nuevo (10).

Como se mencionó anteriormente las estrategias de las plantas frente al estrés pueden ser de dos tipos: plantas que toleran el estrés en donde la planta soporta el agente estresante o incluso tiene la capacidad de reparar el daño; y plantas que evitan el estrés al disminuir el impacto del factor estresante sin llegar a sufrir estrés en el nivel bioquímico o celular (10). No hay que olvidar, que la capacidad que tiene una planta para evitar el estrés o tolerar éste tiene repercusiones importantes para su *fitness*

El estrés hídrico es de los principales factores estresantes y tienen consecuencias importantes en la productividad de la planta. Los mecanismos involucrados son similares en condiciones de bajas temperaturas como heladas, sequía, salinidad, entre otros. En estos se encuentran involucrados señales del ABA, cierre estomático, producción de compuestos osmoreguladores para restablecer el potencial hídrico, funciones protectoras del citoplasma y membrana, control de la acumulación de iones tóxicos, al igual que la expresión de genes asociados a la tolerancia. En términos de porcentajes, la pérdida de agua en la célula puede llevar desde el cierre estomático, disminución en el crecimiento de órganos (10%); cambios tanto en la composición de tejidos, tasas fotosintéticas y de respiración (10-20%) y un aumento en la respiración, acumulación de ABA y solutos como la prolina (>20%). Finalmente se desencadenan los procesos de resistencia o senescencia en la planta (10).

ESTRÉS CAUSADO POR SEQUÍA

La sequía estacional es uno de los principales factores que influyen negativamente en el establecimiento de las plántulas, produce marchitamiento de hojas y tallos y la muerte de plántulas sembradas bajo vegetación semidecídua (5), después de tres años de estudio obtuvo porcentajes de sobrevivencia de 55 y 35% y menos del 10%, para dos de las especies sembradas; otros autores (2) encontraron un patrón de alta mortalidad en la estación seca en un potrero abandonado al Este de África. Otra evidencia se reporta para un potrero abandonado en Panamá (7), se encontró que la sobrevivencia para 19 de las 20 especies sembradas fue mayor en los tratamientos con sombra con respecto al control.

Además de disminuir la sobrevivencia de plántulas, la sequía puede influir negativamente en el crecimiento de éstas, se reporta (7) que en los tratamientos en los cuales se podó tres veces el pasto, las plántulas retardaron su crecimiento al verse sometidas a una mayor radiación, temperatura y menor humedad, mientras que en los tratamientos con sombra artificial del 75 y 95% se presentó una mejor respuesta en el crecimiento de estas especies. En otro experimento similar se obtuvo un crecimiento hasta tres veces mayor durante la época seca con respecto a la época húmeda (8).

ESTRÉS CAUSADO POR FRÍO

En las áreas de alta montaña existe otro problema relacionado con la temperatura ambiental: las heladas de la época seca. Éste fenómeno climático se caracteriza por la ocurrencia de una temperatura igual o menor a 0 °C a dos metros de altura sobre el suelo. Existen tres tipos de heladas, por advección, evaporación y por radiación; en nuestro país ocurren las del tercer tipo, es decir, por radiación, se dan cuando una masa de aire seco y frío permanece en una región por una o varias noches; aunque de día las temperaturas pueden ser altas, por la noche el cielo se mantiene despejado y sin humedad en el aire, lo que permite una pérdida de calor del suelo, de esta forma la temperatura desciende rápidamente llegando al punto de congelación en la madrugada (1). Dentro de las heladas por radiación se pueden distinguir dos tipos: las heladas blancas y las heladas negras. En las primeras se forman cristales de hielo sobre la superficie de las plantas, los cristales se forman cuando parte del aire circundante está húmedo, de esta forma las gotas de rocío se convierten en escarcha sobre las plantas u otros objetos. En contraste, las heladas negras se presentan cuando el aire es muy seco, en éste caso el agua que se congela es del interior de la planta (agua extracelular e intracelular) lo cual trae consecuencias nefastas como la necrosis parcial o total de éstas (1).

Son pocos los estudios en los que se han evaluado los efectos de las heladas sobre plantas del bosque andino; no obstante, existe un listado preliminar que permite saber cuáles especies son más o menos tolerantes a las heladas. Dentro de las plantas invasoras, de éstas regiones, el pasto *Holcus lanatus* se reporta como una especie tolerante (9). Igualmente *Ulex europaeus*, es una especie que no es afectada por las heladas. En el caso de las plantas nativas se encontró (3) que el arbusto fijador de nitrógeno *Lupinus bogotensis* es tolerante a las heladas, en este caso sus hojas se mantienen rígidas durante las primeras horas de la mañana y a medida que la temperatura del ambiente incrementa ellas vuelven a adquirir su consistencia habitual. Igualmente, *Hesperomeles goudotiana* presenta valores altos de sobrevivencia durante y después de las heladas, *Viburnum triphyllum* mantiene su biomasa epigea en pie o en algunos casos retoña de la base y *Duranta mutisii* responde con una alta producción de retoños en la base del tallo (4). En contraste, otras plantas nativas usadas en experimento de restauración en potreros presentan una tolerancia menor o incluso mínima a éste fenómeno como: *Phytolacca bogotensis* (3,12), *Smallanthus pyramidalis*, *Escallonia paniculata*, *Dalea coerulea* y *Abatia parviflora* (4).

ESTRÉS CAUSADO POR LA TEMPERATURA Y HUMEDAD DEL SUELO

Si se compara la temperatura y humedad entre el suelo de potreros y el suelo de árboles aislados, se reporta en la mayoría de los casos igualdad entre el suelo del potrero y el de árboles remanentes; es así que para el ambiente montano húmedo (11) del Ecuador a 1400m, se reporta que la temperatura debajo del suelo no variaba significativamente entre sitios abiertos y debajo de árboles de *Inga* sp y *Psidium guajava*. Se encontró para un potrero ubicado en la región de bosque húmedo de Costa Rica (6) que la temperatura del suelo entre estos dos sitios no variaba significativamente; sin embargo, cuando el pasto era podado la temperatura fluctuó y aumentó; por otro lado, la humedad del suelo fue mayor en el bosque con respecto al potrero podado. En contraste, en ambientes semiáridos puede presentarse condiciones de temperatura y humedad en el suelo estresantes para las plantas, en este caso los árboles aislados mejoran la humedad del suelo y amortiguan las fluctuaciones en la temperatura del aire y del suelo (11).

LITERATURA CITADA

1. ARTUNDUAGA, SALAS, I.R. s.f. Las Heladas y su control. Arbocol.
2. CHAPMAN, C.A & L.J CHAPMAN. 1999. Forest restoration in Abandoned Agricultural Land: a case study from east Africa. *Conservation Biology*. 13:1301-1331.
3. DÍAZ-ESPINOSA, A.M. 2004. Competencia entre pastos exóticos y plantas nativas: Una estrategia para la restauración del bosque altoandino. Trabajo de grado, modalidad monografía, carrera de Biología. Universidad Nacional de Colombia. Sede Bogotá.

4. DÍAZ-ESPINOSA, A.M 2007. Patrones de respuesta a heladas en árboles altoandinos sembrados en potrero y borde ripario-potrerezados En: Orlando Vargas & Grupo de Restauración Ecológica editores: Restauración ecológica del bosque altoandino: Estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores del embalse de Chisacá, localidad de Usme, Bogotá D.C.
5. GERHARDT, K. 1996. Effects of root competition and canopy openness on survival and growth of tree seedling in a tropical seasonal dry forest. *Forest Ecology and Management*. 82:33-48.
6. HOLL, K. 1999. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination. *Biotrópica* 31: 229-242.
7. HOOPER, E, R. CONDIT, P. LEGENDRE. 2002. Response of 20 native tree species to reforestation strategies for abandoned farmland in Panama. *Ecological Applications* 12:1626-1641.
8. HOOPER, E., PIERRE, L., R. CONDIT. 2005. Barriers to forest regeneration of deforested and abandoned land in Panama. *Journal of Applied Ecology* 42:1165-1174.
9. MARQUÍNEZ, X & NORATO, J. 2002. Determinación de mecanismos fisiológicos de tolerancia a heladas en los pastos kikuyo (*Pennisetum clandestinum*) y falsa poa (*Holcus lanatus*) En: Resúmenes VIII Congreso latinoamericano y II colombiano de botánica. pp 146. Cartagena de Indias.
10. REIGOSA, M., PEDROL, N., SÁNCHEZ-MOREIRAS, A. 2004. La ecofisiología vegetal: una ciencia de síntesis. Madrid, Thomson. 1193 p.
11. RHOADES, C. C., G. E. ECKERT & D. C. COLEMAN 1998. Effect of pasture trees on soil nitrogen and organic matter: Implications for tropical montane forest restoration. *Restoration Ecology* 6: 262-270.
12. VELASCO LINARES, Z.P 2007. Dispersión de semillas ornitócoras a zonas de potreros y zonas potrero - riparias del embalse de Chisacá En: Orlando Vargas & Grupo de Restauración Ecológica editores: Restauración ecológica del bosque altoandino: Estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores del embalse de Chisacá, localidad de Usme, Bogotá D.C.

8.j. LA COMPETENCIA, UNA BARRERA AL ESTABLECIMIENTO DE LAS PLANTAS

✉ Adriana Díaz Espinosa, Bióloga
 Universidad Nacional de Colombia
 amdiaze@unal.edu.co

La competencia es una interacción biótica entre dos o más individuos, por un recurso que les es necesario para sobrevivir, crecer o reproducirse (2). La competencia además de ser por explotación de un recurso, lo es, en algunos casos directa por interferencia, cuando las plantas producen sustancias alelopáticas que inhiben la germinación o crecimiento de otras (13).

Esta interacción puede ser intraespecífica, entre individuos de la misma especie, ó interespecífica, entre individuos de especies diferentes (2). Dentro de los niveles de competencia, también se diferencian dos tipos: simétrica y asimétrica, en la primera, por ejemplo dos plántulas, sean éstas de igual o diferente especie, compiten simétricamente al tener igual tamaño; en la segunda una de las especies recibe un impacto mayor; por ejemplo, una plántula y un árbol compiten asimétricamente al ser de diferente tamaño. También se diferencia la competencia de acuerdo a la parte de la planta involucrada así: epígea, por luz, polinizadores, dispersores e hipógea, por recursos del suelo, como agua, nutrientes, micorrizas, etc.

Una de las principales barreras para la restauración ecológica es la competencia ya que incide sobre tres aspectos importantes en la regeneración de un ecosistema 1) La germinación, debido a la competencia por espacio, o directa por sustancias

alelopáticas 2) El establecimiento, al hacer una competencia asimétrica con las pocas plántulas que germinan y que además se enfrentan a condiciones microambientales y edáficas desfavorables y 3) La persistencia de juveniles y adultos, al capturar, de una forma más eficiente, los recursos indispensables para el crecimiento, sobrevivencia y reproducción de las plantas nativas. La competencia es la barrera más fuerte para la restauración del bosque (7); ya que aún cuando las semillas de árboles se dispersen en los potreros, la densa vegetación puede impedir que las semillas lleguen al suelo y si logran germinar, deben competir con la vegetación herbácea establecida (1).

Las especies de crecimiento rápido son altamente competitivas (5), un ejemplo de estos son algunas especies de gramíneas las cuáles pueden dominar rápidamente el espacio disponible y adquirir más recursos con respecto a las plántulas de árboles y arbustos que están en la matriz (10). Además, a diferencia de los arbustos, los pastos tienen una relación vástago/raíz baja, lo cual quiere decir que asignan más recursos al crecimiento en biomasa hipógea, ésta característica puede explicar en parte su capacidad de reducir los recursos del suelo para los arbustos.

Se han hecho varios estudios para evaluar la competencia de pastos y plantas herbáceas introducidos en las zonas tropicales; el efecto de la vegetación herbácea puede ser sobre la germinación, sobrevivencia y crecimiento de las plántulas (11), de forma que cuando no hay competencia la sobrevivencia y crecimiento es mayor (3). Por eso en experimentos en los cuales se remueve la vegetación herbácea se incrementa las tasas de crecimiento de plántulas (6,8,12), especialmente heliófilas (9). Se reporta que que el crecimiento de plántulas fue cinco veces mayor en los tratamientos con remoción de pasto (7) la germinación, sobrevivencia y altura media de las plántulas fueron mayores cuando se combinó poda y sombra artificial sobre el pasto invasor *Saccharum spontaneum* (8). Se demostró que el pastoreo reduce significativamente la biomasa de *Penisetum clandestinum* y *Melinis minutiflora* y esto favorece el aumento en el área basal, el número de ramas por plántula y la densidad de arbustos (11).

Al disminuir el establecimiento de plántulas, el reclutamiento de los individuos de las diferentes especies también disminuye, sólo algunas especies tolerantes a la competencia podrán implantarse y por ende la riqueza y diversidad de especies disminuirá en estos sitios. Igualmente, cuando se remueve la biomasa de pastos (7) en los pastizales, la riqueza de especies aumenta 5 veces, con respecto a parcelas intactas y otro trabajo (4) reporta que el reclutamiento de árboles de bosque, es mayor en número y riqueza de especies y familias, debajo de árboles pioneros aislados en potreros, que en el pastizal abierto.

LITERATURA CITADA

1. AIDE, M. T., J. K. ZIMMERMAN, L. HERRERA., M. ROSARIO & M. SERRANO. 1995 Forest recovery in abandoned tropical pastures in Puerto Rico. *Forest Ecology and management* 77:77-86.
2. BEGON, M; HARPER, J & TOWNSEND C. 1996. Competencia interespecífica En: *Ecología: Individuos, poblaciones y comunidades* pp: 249-290.
3. DE STEVEN, D. 1991. Experiments on mechanism of tree establishment in old-field succession: seedling survival and growth. *Ecology* 72: 1076-1088.
4. ESQUIVEL, M. J., & CALLE Z. 2002. Árboles aislados en potreros como catalizadores de la sucesión en la Cordillera Occidental de Colombia. *Agroforestería en las Américas* 9 (33.34) 25-30.
5. GRIME, J. P. 1979. *Plant strategies and vegetation processes*. Jhon Wiley & sons Ltd. Chichester, New York, Brisbane, Toronto. 222 p.
6. HOLL, K. 1998. Tropical moist forest restoration on agricultural land in Latin American. pp. 25-42. En: B. C. Rana (Ed.) *Damaged Ecosystems and Restoration*. World Scientific Publishing Company. Singapore.
7. HOLL, K., M. E. LOIK, E. H. V. LIN & I. A. SAMUELS 2000. Tropical Montane Forest Restoration in Costa Rica: Overcoming barriers to dispersal and establishment. *Restoration Ecology* 8: 339-349.

8. HOOPER, E, R. CONDIT, P. LEGENDRE. 2002. Response of 20 native tree species to reforestation strategies for abandoned farmland in Panama. *Ecological Applications* 12:1626-1641.
9. HOOPER, E., PIERRE, L., R. CONDIT. 2005. Barriers to forest regeneration of deforested and abandoned land in Panama. *Journal of Applied Ecology* 42:1165-1174.
10. LAMBERS, H. 1998. Interactions among plants En: Plant physiological ecology F. Stuart Chapin III. pp 458- 486.
11. POSADA J. M., T. M. AIDE & J. CAVALIER 2000. Cattle and weedy shrubs as restoration tools of Tropical Montane Rainforest. *Restoration Ecology* 8: 370-379
12. NEPSTAD, D., C. UHL, C. PEREIRA & J. M. CARDOZO DA SILVA. 1996. A comparative study of tree establishment in abandoned pasture and mature forest of eastern Amazonia. *Oikos* 76 (1): 25-39.
13. REIGOSA, M., PEDROL, N., SÁNCHEZ-MOREIRAS, A. 2004. La ecofisiología vegetal: una ciencia de síntesis. Madrid, Thomson. 1193 p

8.k. HERBIVORÍA

✉ Ruth Marina Díaz-Martín, Bióloga
 Universidad Nacional de Colombia
 rmdiazm@unal.edu.co

La herbivoría, la interacción planta-animal más frecuente en la naturaleza (1), es identificada como una de las principales barreras a la regeneración de los ecosistemas en diversas partes del mundo. La herbivoría se define como el consumo de biomasa vegetal por parte de los animales, y puede comprometer diferentes órganos de la planta (raíces, tallos, hojas, yemas y flores) o incluso la planta entera. En términos generales cuando el efecto de la herbivoría no compromete la supervivencia del individuo, puede provocar un fuerte retraso en el crecimiento y desarrollo de la planta, o en la producción de flores, frutos y semillas; su efecto depende de la magnitud de la depredación, el órgano afectado, la época del año en la cual ocurre el consumo, el ambiente en el cual crece la planta y la edad de la planta (2).

Las respuestas de las especies de plantas a la herbivoría dependen de muchos factores, entre ellos su estatus sucesional, la disponibilidad de recursos y el tamaño de las poblaciones de herbívoros. Las especies pioneras tienden a tolerar la herbivoría, mientras que las tardías y las que viven en suelos muy pobres, tienden a resistirla. Esto significa que mientras las especies pioneras toleran el ataque de los herbívoros gracias a su rápido crecimiento y su capacidad de sustituir rápidamente sus hojas y producir rebrotes, las especies tardías tienden a desarrollar defensas mecánicas o químicas que las hagan menos apetecibles; estas especies, al presentar tasas de crecimiento y de sustitución de hojas muy bajas, están expuestas durante mucho más tiempo a la acción de los herbívoros, razón por la cual invierten más recursos en el desarrollo de estas defensas. No obstante, en el estado de plántula algunas de estas defensas, especialmente las que disminuyen la palatabilidad, no se han desarrollado, por lo que es una etapa de mayor susceptibilidad a herbívoros. En el caso de las plantas que crecen en suelos muy pobres, la escasez de nutrientes hace que sea más eficiente para la planta defenderse de la herbivoría que recuperar los órganos perdidos (3, 4).

Al nivel de las comunidades y los ecosistemas la herbivoría tiene importantes efectos sobre la abundancia y la riqueza de las especies presentes, pues es una de las principales causas de muerte de las plántulas y los juveniles, ya sea directa o indirectamente; es decir, los herbívoros pueden provocar la muerte del individuo cuando la magnitud de la depredación involucra a la planta entera o por lo menos la mayor parte de ésta, o pueden aumentar su tasa de mortalidad al reducir su crecimiento y volverlas más

vulnerables a otros factores que pueden causar su muerte como daños mecánicos, infecciones, estrés por sequía o competencia con otras especies (3).

Al consumir unas especies mucho más que otras, los herbívoros hacen parte de los factores que determinan cuáles especies se establecerán definitivamente durante el proceso sucesional, influyendo de este modo en la forma como las comunidades y los ecosistemas cambian en el espacio y en el tiempo. Como la estructura, composición y riqueza del ecosistema que será producto de la sucesión-regeneración depende en parte de las características de la interacción plantas-herbívoros (5), los cambios en la abundancia de las poblaciones de herbívoros causados por la deforestación y la transformación de los ecosistemas pueden exacerbar los efectos negativos de éstos sobre la supervivencia de las plántulas de especies pioneras y de etapas más avanzadas dentro de la sucesión hacia bosque; bajo esta perspectiva, la herbivoría hace parte del grupo de barreras al establecimiento.

Básicamente la deforestación de los bosques modifica la relación planta-herbívoro al provocar el aumento o la disminución –e incluso la desaparición– de las poblaciones de herbívoros. De acuerdo a sí ocurre una u otra cosa, los efectos sobre la regeneración pueden darse de dos formas diferentes:

1. Cuando las poblaciones de herbívoros aumentan descontroladamente, los herbívoros pueden afectar la regeneración al limitar o impedir el establecimiento de plántulas tanto de especies pioneras como de especies leñosas arbóreas y arbustivas propias del bosque dentro de las zonas alteradas (6). Cuando esto sucede, el resultado es una desviación del proceso sucesional hacia una comunidad en la que prevalecen plantas no palatables o tolerantes a la herbivoría (con capacidad para rebrotar). El aumento en la población de herbívoros como consecuencia de la transformación del paisaje, se da porque el cambio favorece el hábitat preferido por éstos y/o disminuye las poblaciones de depredadores.
2. Cuando las poblaciones de herbívoros disminuyen, puede ocurrir que especies fuertemente competidoras y cuyas poblaciones estaban controladas por los herbívoros, incrementen rápidamente sus poblaciones en detrimento de otras, impidiendo el establecimiento de nueva especies colonizadoras y deteniendo, disminuyendo o desviando el curso de la sucesión.

Esto hace que la regeneración del bosque y por ende, las prácticas de restauración ecológica del mismo, se vean enfrentados a la pérdida de gran cantidad de plántulas y juveniles por el efecto de los herbívoros. Dentro de los animales que se reportan como los mayores causantes de mortalidad o bajo crecimiento en las plantas utilizadas en los esfuerzos de restauración se encuentran roedores como los conejos, ratones y curíes; ungulados como los ciervos, las vacas, y las cabras; moluscos como babosas y caracoles e insectos como las hormigas cortadoras. Para contrarrestar su efecto, se utilizan mallas o especies menos palatables como barreras de protección a las plantas sembradas.

LITERATURA CITADA

1. MEDINACELI, A., F. MIRANDA-AVILÉS, N. P. FLORES-SALDAÑA & E. GUTIÉRREZ-CALUCHO 2004. Herbivoría en relación al tamaño de la planta y a las diferencias de exposición de *Pilea* sp. (Urticaceae) en la Estación Biológica Tunquini, Cotapata, La Paz-Bolivia. *Ecología en Bolivia* 39 (2): 4-8.
2. HUNTLY, N. 1991. Herbivores and the dynamics of communities and ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 22: 477-503.
3. BARONE, J. A. & P. D. COLEY 2002. Herbivorismo y las defensas de las plantas. pp. 465-492 En: Guariguata, M. & G. Kattan (Eds) *Ecología y conservación de Bosques Neotropicales*. Ediciones LUR, Costa Rica.
4. DAVIDSON, N. 1993. The effects of herbivory and granivory on terrestrial plant succession. *Oikos* 68: 23-35.
5. HULME, P. 1996 Herbivory, plant regeneration, and species coexistence. *Journal of Ecology* 84: 609-615.
6. ZAMORA, R., P. GARCÍA-FAYOS & L. GÓMEZ-APARICIO. 2004. Las interacciones planta-planta y planta animal en el contexto de la sucesión ecológica. pp. 371-393. En: Valladares, F. (Ed.) *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. Ministerio de Medio Ambiente, EGRAF, S.A., Madrid.

BARRERAS SOCIALES

8.1. AUSENCIA DE ARTICULACIÓN SOCIAL EN LOS PROYECTOS DE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA

☛ Ingreet Juliet Cano Castellanos, Antropóloga
Universidad Nacional de Colombia
julietccano@yahoo.com

☛ Natalia Zamudio Pedraza, Antropóloga
Universidad Nacional de Colombia
nataliazamudiop@yahoo.com

El uso intensivo de los suelos, la quema y tala de bosques nativos, el pastoreo extensivo y la introducción de especies invasoras son acciones humanas que causan el deterioro de los ecosistemas. Es necesario que estas acciones sean reguladas para que el desarrollo de proyectos que buscan la recuperación de los recursos naturales, tengan consecuencias positivas en el largo y mediano plazo para la sociedad. La falta de Articulación Social se constituye como barrera a la restauración ecológica, en la medida en que las personas que intervienen en el territorio en el cual se quieren recuperar los ecosistemas, no apoyan las acciones de restauración.

Si las comunidades campesinas y las entidades oficiales no conocen la utilidad e importancia de la restauración, ni cuentan con las herramientas necesarias para aportar y aplicar sus conocimientos en este campo, el trabajo de los investigadores dedicados a la recuperación de los recursos naturales no va a tener el impacto necesario para superar los desequilibrios ecológicos.

Teniendo en cuenta que la Articulación Social procura el trabajo coordinado entre las entidades oficiales, los investigadores y los miembros de las comunidades campesinas, la generación de espacios de encuentro para iniciar la recuperación de los ecosistemas, permite la ejecución de proyectos de Restauración Ecológica de manera más efectiva.

La Ausencia de Articulación Social puede llevar al diseño de planes de manejo ambiental que no estén acordes con las necesidades y posibilidades de cada uno de los sectores. Por ejemplo, los métodos de control de especies invasoras que requieran de una alta inversión de capital, posiblemente no serán implementados por familias campesinas de bajos recursos que cuenten con esta problemática dentro de sus fincas.

Del mismo modo, el desconocimiento de la importancia de las Áreas de Conservación impide una adecuada administración de los recursos naturales y conduce a una falta de apropiación comunitaria de estas áreas como parte del territorio. Además, las prácticas de conservación local que pueden contribuir al manejo adecuado de los recursos en las zonas de amortiguación son desaprovechadas.

Por otro lado, cuando se emprende la recuperación de los ecosistemas sin la participación de las entidades oficiales, Juntas de Acción Comunal, asociaciones de productores agrícolas, centros educativos y familias campesinas existen menores posibilidades de generar procesos organizativos en torno a la Restauración Ecológica.

Es importante anotar que sin la articulación social es imposible garantizar la continuidad de las acciones de restauración ecológica puesto que no se cuenta con diferentes puntos de vista ni se propende por la integración de los conocimientos de los sectores a los que compete la restauración Ecológica.

Por su parte, el conocimiento científico de los investigadores permite dar a conocer la importancia y utilidad de la recuperación de los ecosistemas de manera integral. A través de sus conocimientos, se puede llevar a cabo un diagnóstico preciso del estado de deterioro de los ecosistemas, de tal forma que las acciones de restauración que se emprendan sean las adecuadas.

Las experiencias adquiridas por las comunidades campesinas, a lo largo de su permanencia en el territorio, permiten reconstruir las transformaciones de los paisajes y determinar la abundancia y escasez de recursos naturales. Asimismo, ayudan a complementar el conocimiento acerca de las características de las especies, recopilar los usos tradicionales de las plantas nativas y caracterizar las tensiones socio ambientales relacionadas con los desequilibrios ecológicos.

Finalmente, los funcionarios de las entidades oficiales conocen el marco legal en que se inscribe la planeación y el manejo de los recursos naturales. Además gestionan los recursos financieros que permiten la realización de los proyectos de Restauración Ecológica y garantizan que las comunidades campesinas cuenten con los elementos necesarios para trabajar en la recuperación de los ecosistemas, en ausencia de los investigadores.

PARA ESTE TEMA CONSÚLTESE:

CANO, I y N. ZAMUDIO (2006). Recuperar lo Nuestro. Una experiencia de restauración ecológica con participación comunitaria en predios del Embalse de Chisacá. O. Vargas y Grupo de Restauración Ecológica (eds.) Universidad Nacional de Colombia, Acueducto de Bogotá, Jardín Botánico y Departamento Técnico Administrativo de Medio Ambiente.

9

PASO 8. LA BÚSQUEDA Y SELECCIÓN
DE ESPECIES CLAVES PARA RESTAURACIÓN

🌿 Natalia Rodríguez R., Bióloga
Universidad Nacional de Colombia
naty_rr@yahoo.com

🌿 Yisela Figueroa Cardozo, Bióloga
Universidad Nacional de Colombia
yfigueroac@unal.edu.co

🌿 Angélica Cardona Cardozo, Ingeniera Forestal
Universidad Distrital Francisco José de Caldas
angelicardonaca@yahoo.com

El ambiente es el principal direccionador de las características evolutivas de las plantas, a partir de las interrelaciones entre la biota, el suelo y la atmósfera. Por ejemplo, en sitios donde los vientos son el factor dominante del clima, se ha encontrado que muchas de las semillas tienen plumas que facilitan su dispersión por anemocoria (7). Estas adaptaciones son las características o rasgos de historia de vida (RHV), que las plantas han desarrollado a lo largo de muchos siglos de evolución en su medio. Las especies “claves” son aquellas que por evolución se han adaptado a cierto tipo de ambiente, con el desarrollo de una serie de RHV con los cuales, a su vez son capaces de modificar ese ambiente. La razón por la cual una planta es capaz de crear nuevas condiciones de acuerdo a los cambios en su entorno, depende de sus RHV vida físicos, morfológicos y de dispersión (4). En programas de restauración ecológica, se aprovechan los RHV de las especies claves para iniciar o acelerar el proceso de sucesión, ya que generalmente las especies adaptadas a ambientes con frecuentes disturbios ya sean naturales o antrópicos, desarrollan ciertos RHV, que ayudan en la recuperación de la vegetación de áreas disturbadas (2, 8, 9).

Generalmente se emplean dos metodologías para la identificación de las especies claves. La primera consiste en identificar comunidades de vegetación con procesos importantes para el ecosistema a restaurar con una minuciosa selección de las especies claves a través de la evaluación de sus RHV. Las metas de restauración en este caso tienen su origen en términos de los umbrales bióticos deseados por las especies identificadas como claves (4). De esta forma, en sitios con suelos muy degradados por ejemplo, se deberán utilizar especies capaces de mejorar esta condición, como las especies asociadas con organismos fijadores de nitrógeno, y las que favorecen el aumento de materia orgánica y disponibilidad de cationes. La principal desventaja de este método es que cuando las comunidades han sido poco estudiadas es difícil identificar los procesos que determinan el funcionamiento y desarrollo de un ecosistema, al igual que las especies involucradas en estos procesos.

En el otro método se parte del estudio de los RHV de las especies presentes en una región, donde aquellas con RHV similares son agrupadas dentro de grupos funcionales (Figura 1), con el fin de poder predecir un contexto regional hipotéticamente originado por las capacidades de las especies involucradas en cada grupo funcional. Dependiendo de las metas de restauración se seleccionan el o los grupos funcionales más adecuados y las especies que los integran como especies claves para la restauración (1, 3, 10). Por ejemplo, especies de plantas muy semejantes en la estructura de la copa, características del follaje y altura, ejercen efectos similares sobre la disponibilidad de luz, características del suelo y acumulación de biomasa, estas especies tendrían efectos similares sobre el avance y dirección de la sucesión después del disturbio. La desventaja de este método se basa en que cambios en las condiciones bióticas y abióticas de un lugar, podrían dar como resultado comunidades que difícilmente se lograrían predecir (4,5).

En cualquier caso el éxito de la selección de especies claves para restauración, requiere del conocimiento de los RHV de las especies que conforman las comunidades vegetales, junto con el entendimiento de la interacción y funcionamiento en la comunidad. Los aspectos dentro de los cuales generalmente se evalúan los RHV son: *la forma de vida, la fenología, la regeneración, la biología de la semilla, asociación ambiental y vegetación asociada*. Cada uno de estos aspectos estudia diferentes RHV; por ejemplo, la regeneración se evalúa a través de las estrategias de regeneración (vegetativa o sexual), agentes dispersores, producción de semillas y persistencia del banco de semillas. A su vez la interacción entre diferentes aspectos, como la forma de vida, fenología y regeneración, le imprime a las especies unas habilidades específicas de colonización, competencia y establecimiento. El nivel de importancia de estas habilidades, se relaciona con la etapa sucesional, es así como, la habilidad de colonización es muy importante al inicio del proceso, pero a medida que avanza la sucesión, la habilidad competitiva y el poder de establecimiento se hacen más importantes (3, 6, 8).

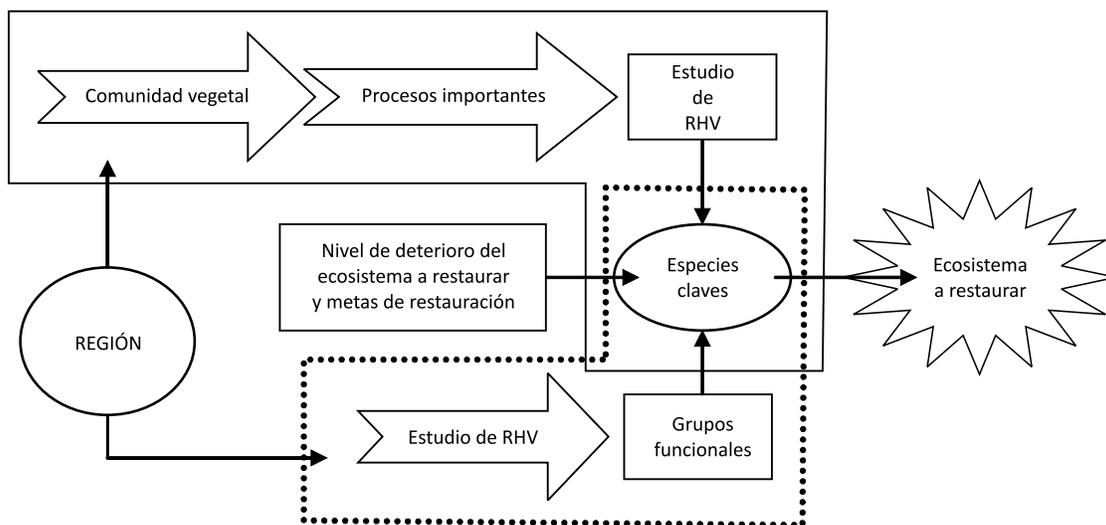


Figura 1. Proceso para la selección de especies claves para restauración ecológica. El cuadro de línea continua indica la metodología de lo general a lo particular. El cuadro con la línea punteada indica la metodología de lo particular a lo regional (grupos funcionales).

Un estudio realizado en Tailandia, evaluó 37 especies arbóreas nativas, concluyendo que 9 especies eran “excelentes” como especies claves, para la regeneración natural y aumento de la biodiversidad del bosque tropical en áreas degradadas (11). Las especies claves también pueden ser utilizadas con propósitos de reforestación y agroforestería a la vez que ayudan en el proceso de recuperación de un ecosistema, como lo demostró un estudio realizado en Jamaica, en el que las especies claves se escogieron no solo en base a sus RHV, sino también por sus usos tradicionales; tras 42 meses de seguimiento de la supervivencia y crecimiento de 24 especies, recomendaron ocho especies como claves por demostrar una buena combinación entre establecimiento y utilidad (12). En el Caribe colombiano trabajos realizados en la restauración de comunidades de mangle, han identificado al mangle rojo (*Rhizophora mangle*), como especie clave, ya que genera las condiciones apropiadas para la implantación y desarrollo de

otras especies como Mangle negro (*Avicennia germinans*) y Mangle bobo (*Laguncularia racemosa*), ayudando de esta forma en el proceso de sucesión y recuperación de estos ecosistemas (13). En ecosistemas de montaña andinos, el Protocolo Distrital de Restauración, recomienda 104 especies “dinamogénicas” es decir claves para la restauración ecológica de este tipo de ecosistemas (14). Para el bosque subandino, un estudio realizado en la cordillera oriental, recomienda dos especies como “muy adecuadas” para la recuperación de potreros abandonados (15).

LITERATURA CITADA

1. DENSLOW, J. S. 1996. Functional group diversity and responses to disturbance. En: Ecological studies, Vol. 122. Orians, Dirzo and Cushman (eds). Biodiversity and ecosystem processes in tropical forests.
2. HOLL, K. D.; LOIK, M. E.; LIN, E. H.; SAMUELS, I. A. 2000. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: Overcoming barriers to dispersal and establishment. *Restoration Ecology*. 8(4): 339-349.
3. PYWELL, R.; BULLOCK, J.; ROY, D.; WARMAN, L.; WALKER, K.; ROTHERY, P. 2003. Plant traits as predictors of performance in ecological restoration. *Journal of Applied Ecology* 40: 65-77
4. ROSENTHAL, G. 2003. Selecting target species to evaluate the success of wet grassland restoration. Agriculture, ecosystems & environment. www. sciencedirect.com
5. BAKER, H. G. 1989. Some aspects of the natural history of seed banks. En: M.A.P. Leck, V.T. Parker; Simpson, R.L (Eds). Ecology of soil seed bank. San Diego, California. Academic Press; Inc., San Diego, California. Pp 9-21.
6. DIAZ, S.; Hodgson, J.G.; Thompson, K.; Cabido, M.; Cornelissen, J.H.C.; Jalili, A.; Montserrat, G.; Grime, J.P.; Zarrinkamar, F.; Yazdani, S.; Abbas, R.; Bogaard, A.; Boustani, S.; Charles, M.; Dehghan, M.; de Torres, L.; Falczuk, V.; Guerrero, J.; Hynd, A.; Jones, G.; Kowsary, E.; Kazemi, F.; Maestro, M.; Romo, A.; Shaw, S.; Siavash, B.; Villar, P.; & Zak, M. R. 2004. The plant traits that drive ecosystem: Evidence from three continents. *Journal of vegetation science* 15: 295-304
7. DALE, V. H. 1989. Wind dispersed seed and plant recovery on the Mount St. Helens debris avalanche. *Can. J. Bot.* 67: 1434-1441.
8. FLORENTINE S. K. & WESTBROOKE M.E. 2004. Restoration on abandoned tropical pasturelands - do we know enough? *Journal for Nature Conservation* 12 (2004) 85 - 94.
9. GOOSEM, S. P. & TUCKER, N. I. J. 1995. Repairing the rain forest- Theory and practices of rain forest reestablishment in North Queensland's Wet Tropics Management. Authority. Cairns, Australia.
10. GONDARD, H.; JAUFFRET, S.; LAVOREL S.; ARONSON J. 2001. Plant Functional Types: a promising tool for the restoration of degraded land. *Applied Vegetation Science* Vol. 2, issue 2, p 223 - 234
11. ELLIOT, S.; Navakitbumrung, P.; Kuarak C.; Zangcum; Anusarnsunthorn V.; Blakesley; D. 2003. Selecting framework tree species for restoring seasonally dry tropical forests en northern Thailand based on field performance. *Forest ecology and management* 184: 177-191.
12. Mc DONALD M.A.; HOFNY-COLLINS A.; HEALY J. R. 2003. Evaluation of trees indigenous to the montage forest of the Blue Mountains, Jamaica for reforestation and agroforestry. *Forest Ecology and Management* 175 p.379-401
13. ULLOA, G. A., SÁNCHEZ, H., TAVERA, H. A. 2004. Manejo integral de los manglares por comunidaes locales. Caribe de Colombia. Conif, OIMT, Ministerio de ambiente, vivienda y desarrollo rural. ISBN: 958-33-6323-5
14. DAMA; Fundación Bachaqueros. 2003. Protocolo Distrital de Restauración Ecológica. Departamento Técnico Administrativo del Ministerio de Medio Ambiente.
15. ROMERO, A. & VARGAS, O. 2005. Evaluación de especies leñosas para la recuperación de potreros abandonados Reserva de Cachalú (Encino, Santander). Trabajo de grado de Ingeniería Forestal. Universidad Distrital Francisco José de Caldas.



10

PASO 9. PROPAGACIÓN DE ESPECIES

🌱 Angélica Cardona Cardozo, Ingeniera Forestal
Universidad Distrital Francisco José de Caldas
angelicardonaca@yahoo.com

La propagación es la capacidad de las plantas para reproducirse, ya sea de forma sexual o vegetativa (asexual); la primera de estas se da por medio de las semillas y la segunda mediante células, tejidos y órganos. La propagación vegetativa se presenta en todo el reino vegetal, las plantas vasculares tienen esta capacidad después de sufrir modificaciones anatómicas y funcionales de algunas de sus estructuras como: tallos, ramas, yemas, raíces, hojas y estructuras florales. Esto es posible gracias a que muchas de las células de los tejidos vegetales maduros tienen la facultad de diferenciarse, a la vez que poseen la información genética y las propiedades fisiológicas, para producir una nueva planta con características iguales a la planta madre. Las células que mejor conservan la propiedad de diferenciación son las menos especializadas, como las presentes en las yemas, los extremos de las raíces, los segmentos nodales, las semillas, el parénquima, el tejido vascular y foliar, el cambium y algunas partes de flores (1, 2).

La propagación vegetativa (Figura 1) puede darse de forma natural o inducida, en el segundo caso se aprovecha la capacidad natural de la planta, para obtener individuos a través de diferentes técnicas. Existen tres tipos de este medio de propagación que son: la propagación por partes vegetativas como: rizomas, estacas, esquejes, bulbos, tubérculos, estolones y segmentos de órganos como tallos y hojas; la propagación por injertos donde segmentos de una planta se adhieren a otra receptiva más resistente de mejores características; y la propagación *in vitro*, en la cual células, partes de tejido u órganos son cultivados en condiciones controladas de laboratorio (1, 3).

El enraizamiento de partes vegetativas es la técnica más común, el método consiste en tomar un segmento, el cual se planta en un sustrato con condiciones favorables para estimular la producción de raíces y brotación de la parte aérea, de manera que se origine una nueva planta. En los casos en que se ha experimentado este tipo de propagación con especies leñosas, se ha tenido éxito en más del 80%, en varias especies se ha observado que el enraizamiento se inicia después de dos semanas y alcanza su máximo desarrollo después de 4 a 6 semanas (2). Los árboles que

más fácilmente se propagan por esta técnica son los que presentan una fase fenológica de defoliación y latencia meristemática, ya que al reanudarse la actividad, los propios cambios hormonales que ocurren en el segmento provocan la producción de raíces. Sin embargo, no todas las plantas tienen la capacidad de enraizar fácilmente, por lo que a veces es necesario emplear sustancias enraizadoras, como hormonas de crecimiento que ayudan en la formación de raíces. Las sustancias más usadas son las auxinas que en dosis muy pequeñas regulan los procesos fisiológicos de las plantas, ayudando en la división y crecimiento celular, la traslocación de nutrientes al sitio de aplicación y la relación hídrica y fotosintética de las estacas. Las hay de origen natural como el ácido indolacético (AIA) y sintéticas como el ácido indolbutírico (AIB) y el naftalenacético (ANA) (2, 4).

Para muchas especies la propagación vegetativa predomina sobre la sexual, debido a que las condiciones ambientales en las cuales se desarrollan, hacen improbable que la semilla llegue a generar una planta capaz de establecerse. Algunas de estas especies por evolución no producen semillas aunque sí flores, mientras que otras tienen poca producción de semillas o no son viables, presentando porcentajes de germinación muy bajos. Como respuesta a condiciones ambientales muy desfavorables o a regímenes de disturbio frecuentes, muchas de las partes que poseen la capacidad de propagación vegetativa, funcionan como órganos de resistencia y de almacenamiento (5).

Una de las barreras más influyentes para la restauración ecológica, es la escasez de propágulos de especies pioneras que inicien la sucesión y de especies de estados sucesionales más avanzados que permitan no solo la recuperación de la estructura del ecosistema, sino también de la composición del mismo. Para algunas de estas especies la propagación por semillas es difícil o incierta, haciéndolas más vulnerables a los disturbios y en algunos casos llevándolas a desaparecer de su hábitat. Desde esta perspectiva, la implementación de técnicas para ayudar en su propagación es indispensable, permitiendo así la obtención de individuos que pueden ser utilizados en el enriquecimiento vegetal de las comunidades, a través de su utilización en programas de restauración ecológica. Por otro lado, esta práctica sirve también para preservar genotipos con características favorables como resistencia a plagas y enfermedades, formas de crecimiento, calidad de frutos y tolerancia a condiciones extremas del clima (6). En algunos casos con este medio de propagación se puede acortar el ciclo vegetativo y acelerar la etapa reproductiva, lo cual es útil cuando se desea una producción rápida de flores y frutos, que propicien la llegada de agentes dispersores y la dispersión como tal.

Aunque la propagación vegetativa de especies nativas con bajo valor comercial, ha sido poco estudiada en el país, existen algunos ensayos que han dado buenos resultados. Un ensayo realizado en el Amazonas para las especies cachimbo (*Erythrina fusca*), matarratón (*Gliricidia sepium*), bohío (*Clitoria fairchildiana*) y nacedero (*Trichantera gigantea*), debido a la escasa producción de semillas de estas especies, dio como resultado utilizando la técnica de estacas con aplicación de un regulador de crecimiento de raíces (hormonagro), que las estacas de matarratón y nacedero rebrotaron antes de los 30 días de sembradas, en bohío las yemas comenzaron a brotar entre los 60 a 90 días y fue la especie que presentó menor porcentaje de sobrevivencia con el 69%, las demás especies estuvieron en un rango de 80 a 82% de estacas rebrotadas (2). Un ensayo para lograr propagar vegetativamente a *Podocarpus oleifolius*, por injerto y estacas con aplicación de fitohormonas (AIB), dio como resultado que el porcentaje de germinación fue del 79%, con un 92% para las estacas tratadas con 5000 ppm de AIB, y 72% para las tratadas con 2500 ppm, este porcentaje fue similar al obtenido con el tratamiento testigo donde se obtuvo el 73%; en el ensayo de injertación se logró un 83% de efectividad (7).

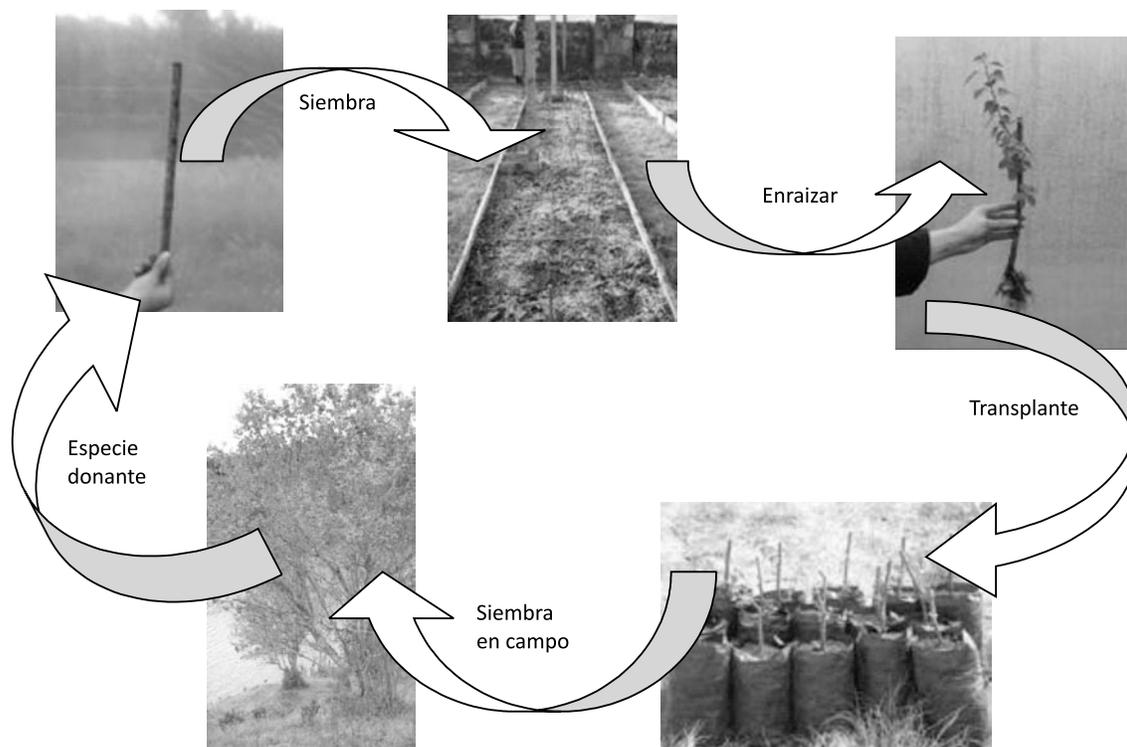


Figura 1. Secuencia de la propagación vegetativa.

LITERATURA CITADA

1. VÁSQUEZ, C.; OROZCO, A.; ROJAS, M.; SÁNCHEZ, M.; CERVANTES, V. 1997. La reproducción de las plantas: semillas y meristemos. Fondo de cultura económica, México.
2. ROJAS, S.; GARCÍA, J.; ROJAS, M. 2004. Propagación asexual de plantas. Conceptos básicos y experiencias con especies Amazónicas. Corpoica, Ministerio de Agricultura, Pronata.
3. CONIF, MINISTERIO DE AGRICULTURA. 2002. Aplicación de los métodos de estaca e injerto para la propagación vegetativa de *Cordia alliodora* y *Tabebuia rosea*. Serie de documentación # 47.
4. ÁLVAREZ, B. 1988. Reguladores del Crecimiento vegetal. En: Cultivo de tejidos vegetales. Eds. Hurtado, M.; Merino, M. Mexico. D.F.
5. BOND, W. & MIDGLEY, J. 2001. Ecology of sprouting in woody plants: the persistence niche. *Trends in Ecology & Evolution* Vol.16 No.1.
6. CARMONA, R. 1998. Mejoramiento genético forestal. Serie Técnica No. 42. Corporación nacional de investigación y fomento forestal. CONIF.
7. RAMÍREZ, J. 1998. Propagación vegetativa de *Podocarpus oleifolius* var. *Macrostachyus* por injerto, y por estaca con aplicación de fitohormonas. *Colombia Forestal* Vol 5. No. 11 Bogotá. Colombia.

📍 Orlando Vargas, Biólogo
Universidad Nacional de Colombia
jovargasr@unal.edu.co

La selección de los sitios en donde se va a iniciar la fase experimental es producto del conocimiento de la región a diferentes escalas y de la participación comunitaria.

El conjunto de recomendaciones para la selección de los sitios hace referencia principalmente a una combinación de condiciones de interacción entre los factores abióticos, bióticos y las poblaciones humanas locales.

1. Ubicación en sitios accesibles. En lo posible buscar sitios accesibles. Las facilidades logísticas son de gran importancia para garantizar el éxito del proyecto. Se deben tener en cuenta los siguientes aspectos:
 - a. Vías o caminos de acceso, o sitios cercanos en donde no sea difícil el transporte de los materiales necesarios.
 - b. Fácil acceso para personas mayores y niños, con el fin de emprender acciones de participación y educación.
 - c. Facilidades para realizar la fase de monitoreo.
2. Áreas de interés comunitario. En los proyectos de restauración es muy importante que se discuta con la comunidad los sitios prioritarios para restaurar. Lo ideal es que la comunidad participe en la selección de los sitios, por algún interés especial relacionado con servicios ambientales, como agua, detener la erosión, recursos de amplia utilización por las comunidades.
3. Definir si aún persisten en el sitio los disturbios y predecir si se pueden volver a presentar. Si no se eliminan de una forma definitiva los factores tensionantes es posible que el proyecto no sea viable. En algunos ecosistemas donde los disturbios hacen parte de su dinámica natural es importante restaurar la frecuencia de disturbios, como por ejemplo inundaciones, fuegos, hidrología. Tener en cuenta las recomendaciones de las comunidades locales en cuanto a fenómenos estacionales como inundaciones, fuegos, heladas.

4. Se debe explicar a las comunidades locales sobre el papel de los disturbios y perturbaciones en los procesos ecológicos
5. Evaluar con las comunidades locales las actividades humanas, buscando la mayor compatibilidad posible con el proyecto. Evaluar si algunas prácticas culturales son compatibles con el desarrollo de proyectos de restauración. Por ejemplo el uso estacional de recursos.
6. Establecer si en el sitio o en sus alrededores se presentan poblaciones muy abundantes de pequeños herbívoros como, conejos, curís que se puedan convertir estacionalmente o permanentemente en una barrera por su impacto de herbivoría sobre las especies nativas.
7. Se debe evaluar si hay especies invasoras en el sitio o en los alrededores y evitar que se introduzcan estas especies tanto de plantas como de animales. Planear actividades continuas, con la comunidad, para el manejo de especies invasoras.
8. No es recomendable remover especies introducidas naturalizadas (no invasoras) que cumplen una importante función ecológica.
9. Evaluar los gradientes topográficos naturales y patrones de drenaje.
10. Reestablecer el régimen del flujo hidrológico natural.
11. Evaluar el estado del suelo.



FASE EXPERIMENTAL

🌿 Orlando Vargas, Biólogo
Universidad Nacional de Colombia
jovargasr@unal.edu.co

Se plantean cinco conjuntos de estrategias de rehabilitación (1):

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

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

Se trabajan y plantean otras opciones de carácter específico, dependiendo del sitio de trabajo, igual o más apropiadas para la recuperación de áreas degradadas, algunas de ellas son: a) dispersión manual de semillas b) aprovechamiento de rebrotes, c) utilización de troncos en descomposición, d) distribución de micrositios en los cuales se favorezca la germinación y crecimiento de las plántulas, e) sistemas agroforestales, f) aplicación de suelo donado proveniente del bosque en el lugar de estudio, g) siembra de plántulas provenientes del banco de semillas, h) formación de islas de recursos o núcleos de facilitación, i) plantaciones forestales de especies nativas como catalizadoras de sucesión, j) uso del pastoreo para controlar el crecimiento de los pastos y para ayudar a dispersar semillas, j) cercos vivos y barreras rompevientos, k) estableci-

miento y ampliación de corredores riparios, l) tratar o reemplazar los suelos degradados, m) formación de doseles, n) ampliación de bordes de bosque (4).

Todas las estrategias anteriores se pueden clasificar en: a) manipulación del ambiente físico, b) manipulación del ambiente químico, c) manipulación del ambiente biótico (3) y la participación comunitaria se debe tener en cuenta como una estrategia (2).

LITERATURA CITADA

1. Brown, S y A.E. Lugo. 1994. Rehabilitation of tropical lands: a key to sustaining. *Restoration Ecology* 2(2): 97-111.
2. Cano, I y N. Zamudio. 2006. Recuperar lo nuestro. Una experiencia de restauración ecológica con participación comunitaria en predios del Embalse de Chisacá, Localidad de Usme. Bogotá, D.C. O. Vargas y Grupo de Restauración Ecológica (editores). Universidad Nacional de Colombia, Acueducto de Bogotá, Jardín Botánico de Bogotá, Departamento Técnico Administrativo de Medio Ambiente.
3. Perrow, M.R. y A.J. Davy (eds). 2002. Handbook of Ecological Restoration. Cambridge University Press.
4. Vargas, O. (ed). 2007. Estrategias para la restauración ecológica del bosque altoandino. El caso de la Reserva Forestal Municipal de Cogua, Cundinamarca. Universidad Nacional de Colombia – Colciencias.

12.a. UTILIZACIÓN DE LAS PERCHAS ARTIFICIALES PARA AVES

✉ Patricia Velasco-Linares, Bióloga
Universidad Nacional de Colombia
zpvelascol@unal.co

La dispersión de semillas del bosque dentro de los pastizales suele ser muy baja, en particular en aquellos potreros que cubren grandes extensiones de tierra y que están rodeados por paisajes compuestos por ecosistemas muy alterados o que no posean árboles remanentes que atraigan animales dispersores. A estas zonas llegan principalmente semillas de especies pioneras anemócoras, son muy pocas las semillas de especies zoócoras, pues se disminuyen los desplazamientos de los dispersores desde los fragmentos de bosque hacia los pastizales en los que sus recursos alimenticios y lugares de protección escasean o no existen (3,16,19,18,23) (Figura 1a).

En las grandes áreas intervenidas, la tasa de regeneración natural de la vegetación puede estar limitada por la distancia a la que los dispersores transportan las semillas, Un ejemplo claro lo presentan las aves frugívoras de bosques secundarios, quienes no se desplazan a grandes distancias desde el bosque hasta los pastizales abandonados, restringiendo la franja de la dispersión a partir del borde del bosque. La disminución en algunos casos ausencia total de la lluvia de semillas proveniente de su dispersión (1,11) puede llegar a detener la regeneración de especies dispersadas por las aves (2).

En los potreros donde existen plantas pioneras, árboles y arbustos remanentes, generan bajo ellos condiciones microclimáticas que facilitan el establecimiento de otras especies de estados sucesionales mas avanzados, actuando como potenciadores de la lluvia de semillas (7,8,9,10,15) y núcleos catalizadores de procesos de regeneración (4,17). En la ausencia de estos árboles y/o arbustos, el proceso de llegada y entrada de las semillas de plantas ornitócoras al suelo puede ser compensado mediante la utilización de perchas artificiales para aves, con ello se puede agilizar la sucesión (Figura 1b) (12,13) al potenciar y acelerar la lluvia de semillas de plantas ornitócoras (9,10,13,14) y ha sido utilizada en ecosistemas de altamontaña (5,21,22).

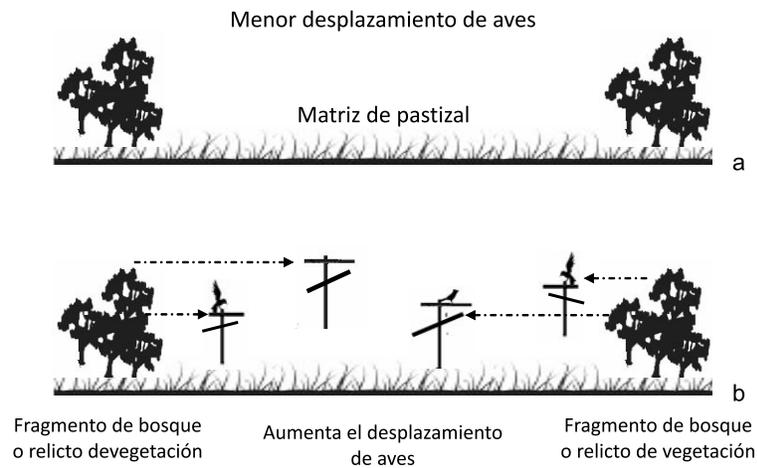


Figura 1. a. Las aves disminuyen su desplazamiento dentro de la matriz del pastizal al no encontrar sitios para percharse. b. La instalación de perchas para aves aumenta el desplazamiento de las aves dentro de la matriz de pastizal y la llegada de semillas ornitócoras al suelo.

Existen diferentes tipos de perchas para aves, cuya finalidad es que mediante una estructura en madera en diferentes arreglos, se permite la llegada de las aves a la matriz de pastizal. En todos los casos donde se utilizó, se produjo un aumento significativo de la tasa de deposición de semillas de plantas ornitócoras y la implantación de individuos que no llegaban allí en condiciones naturales, tienen consecuencias en la aceleración de la recuperación del bosque. El aumento de las semillas que llegan al pastizal incrementa a su vez la probabilidad de acumulación de un banco de semillas del bosque (20), aquellas semillas que germinan y se establecen iniciarán procesos de revegetalización. El aumento de la tasa de deposición y a la vez el enriquecimiento del banco de semillas, hace de la instalación de las perchas sea una estrategia importante para implementar para las zonas potrerizadas que se deseen restaurar.

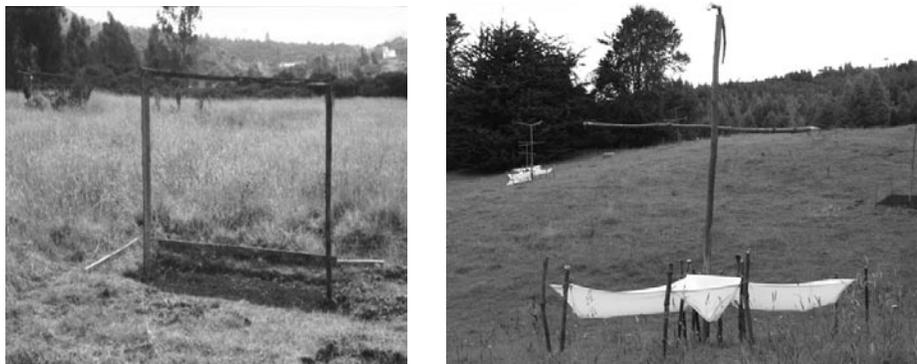


Figura 2. Algunos tipos de perchas artificiales para aves, a. Percha tipo arco de fútbol. b. Percha tipo barra cruzada.

LITERATURA CITADA

1. AIDE M. & J. CAVELIER. 1994. Barriers to Lowland Tropical Forest Restoration in the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Restoration Ecology*, 2 (4): 219-229.
2. DALLING, J. 2001. Ecología de semillas. En: *Ecología y Conservación de Bosques Neotropicales*. M. Guariguata y G. Kattan editores. Libros Universitarios Regional. Costa Rica.

3. DÍAZ – MARTÍN, R. 2004. Variación espacio temporal de la lluvia de semillas en pastizales de un ecosistema altoandino (Reserva Forestal Municipal, Cogua Cundinamarca). Tesis. Biología. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá.
4. ESQUIVEL, M. & Z. CALLE. 2002. Árboles aislados en potreros como catalizadores de la sucesión en la Cordillera Occidental Colombiana. Cipav. Cali, Colombia.
5. FONSECA, T. 2001. Dinámica de la dispersión de semillas por aves en un pastizal con perchas artificiales en comunidades de vegetación altoandina (Embalse de San Rafael, La Calera Cundinamarca). Trabajo de Grado. Departamento de Biología. Pontificia Universidad Javeriana. p 64.
6. GALINDO, G. S. GUEVARA & V. SOSA. 2000. Bad and Bird-Generated seed rain in at isolated trees pastures in a tropical rain forest. *Conservation Biology* 14(6): 1603 – 1703.
7. GÓMEZ-POMPA, A. & VÁZQUES –YAÑES. 1985. Estudios sobre la regeneración de selvas en regiones cálidas húmedas en Veracruz, México. En Gómez Pompa, A & del Amo (eds). Investigaciones sobre la regeneración de selvas altas en Veracruz, México. Vol. 2.
8. GUEVARA, S., & J. LABORDE. 1993. Monitoring seed dispersal isolated standing trees in tropical pastures: consequences for local species availability. *Vegetatio* 107/108: 319-318.
9. HOLL, K. 1998. Tropical moist forest restoration on agricultural land in Latin American. pp. 25-42. En: B. C. Rana (Ed.) Damaged Ecosystems and Restoration. World Scientific Publishing Company. Singapore.
10. HOLL, K. 1998. Do bird perch structures elevate seed rain and seedling establishment in abandoned tropical pasture? *Restoration Ecology*. 6(3): 253-261.
11. HOLL, K. 1999. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination. *Biotrópica* 31: 229-242.
12. HOLL, K., M. E. LOIK, E. H. V. LIN & I. A. SAMUELS 2000. Tropical Montane Forest Restoration in Costa Rica: Overcoming barriers to dispersal and establishment. *Restoration Ecology* 8: 339-349.
13. MCCLANAHAN T. R. & R. W. WOLFE. 1993. Accelerating forest succession in a fragmented landscape: the role of birds and perches. *Conservation Biology* 7 (2): 279-288.
14. MC DONNELL & STILES E. 1983. The structural complexity of old field vegetation and the recruitment of bird dispersed species. *Oecologia* 56: 109-116.
15. MELLI P. 2003. Restauración ecológica de Bosques tropicales: veinte años en investigación académica. *Interciencia* 28 (10): 581.
16. NARANJO, L. 1992. Estructura de la avifauna en un área ganadera en el Valle del Cauca, Colombia. *Caldasia* 17: 55-66.
17. OTERO-ARNAIZ, A. S. CASTILLO, J. MEAVE, & G. IBARRA-MANRÍQUEZ. 1999. Isolated pasture trees and the vegetation under their canopies in the Chiapas Coastal Plain, México. *Biotrópica* 31(2): 243-254.
18. POSADA J. M., T. M. AIDE & J. CAVALIER 2000. Cattle and weedy shrubs as restoration tools of Tropical Montane Rainforest. *Restoration Ecology* 8: 370-379.
19. RENJIFO, L. 1999. Composition changes in a subandean avifauna after long-term forest fragmentation. *Conservation Biology* 13: 1124-1139.
20. SHIEDS, A. B., & WALKER, L. 2003. Bird perches increase forest seeds on Puerto Rican Landslides. *Restoration Ecology*. 2 (4): 457-465.
21. VELASCO- LINARES P. 2004. Dinámica de la dispersión de plantas ornitócoras, reclutamiento y conectividad en fragmentos de bosque altoandino secundario. Tesis Biología. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá.

22. VELASCO-LINARES, P. 2007. La dispersión por aves y la restauración de los ecosistemas altoandinos. En: O.Vargas. editor. Estrategias de restauración del bosque altoandino: el caso de la reserva Forestal municipal de Cogua. Universidad Nacional de Colombia. Colciencias.

23. ZIMMERMAN, J. K., J. B. PASCARELLA & T. M. AIDE 2000. Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico. *Restoration Ecology* 8: 350-360.

12.b. SIEMBRA DE ESPECIES NIÑERAS FACILITADORAS

✉ Ruth Marina Díaz-Martín, Bióloga
Universidad Nacional de Colombia
rmdiazm@unal.edu.co

✉ Adriana Díaz Espinosa, Bióloga
Universidad Nacional de Colombia
amdiaze@unal.edu.co

Por facilitación se entiende el efecto positivo de una especie o cierto tipo de vegetación sobre el crecimiento, supervivencia y desarrollo de otra(s) especie(s), en comparación con unas condiciones existentes en el ambiente exterior. Estas interacciones positivas entre las plantas son uno de los principales procesos que influyen sobre la organización, estructura y dinámica de las comunidades vegetales, siendo especialmente relevantes en ambientes caracterizados por un fuerte estrés ambiental (1,2,16).

La capacidad de estas plantas como facilitadoras y catalizadoras de la sucesión, es consecuencia de los cambios que provocan en las condiciones microclimáticas, las propiedades del suelo y las interacciones entre las especies con respecto a las áreas dominadas por los pastos, constituyéndose así en micrositios favorables para la germinación y el establecimiento de las especies del bosque (11,17,20). Los efectos más importantes de las plantas niñeras son:

- **Efectos sobre las condiciones microclimáticas.** Bajo estas plantas, la temperatura e irradiación son menores con respecto a las zonas abiertas del pastizal. Igualmente, pueden proteger las plántulas que crecen debajo de ellas de las heladas y los vientos desecantes (3,6) e interceptar la niebla en su follaje cuando no hay lluvia, depositando esta humedad en el suelo, ayudando a la germinación y desarrollo de especies a su alrededor que progresivamente se van expandiendo hacia la matriz de pastos (21).
- **Efectos sobre las propiedades del suelo.** Las plantas niñeras actúan sobre las propiedades físicas y químicas del suelo al mejorar su estructura y aumentar la humedad y la disponibilidad de nutrientes, sea por acumulación de hojarasca, porque fijan nitrógeno o porque la mayor humedad bajo ellas acelera el ciclo de nutrientes (6,11).
- **Efectos sobre las interacciones bióticas.** Las plantas niñeras disminuyen la competencia con los pastos, pues la sombra que producen los debilitan, reduciendo su cobertura (12,20,22,23). Además, algunas plantas niñeras favorecen una mayor infección de micorrizas (10,17).

Teniendo en cuenta lo observado en las interacciones entre las planta en ambientes caracterizados por condiciones ambientales severas (zonas áridas y semiáridas, zonas árticas, etc.), los estudios enfocados a la restauración ecológica, han incluido las relaciones positivas entre las plantas en el desarrollo de estrategias para lograr el establecimiento de especies del bosque en zonas degradadas como los pastizales (12,13,16). Específicamente, estos estudios buscan determinar cuáles especies colonizadoras o pioneras brindan ambientes más favorables para las plantas de etapas posteriores de la sucesión, investigando los efectos de plantas arbóreas (15), arbustivas (6,12) y herbáceas (6,16).

Actualmente se están desarrollando técnicas para restaurar potreros degradados en los trópicos por medio de la siembra de plántulas debajo de árboles, matorrales o cultivos niñeros (7,8). En las estrategias también se propone sembrar especies de crecimiento rápido, que forman dosel en poco tiempo y que mejoran las condiciones del suelo al fijar nitrógeno o asociarse con

micorrizas (9). La siembra de especies niñeras debe estar también acompañada de la siembra de un conjunto más diverso de especies cuando no hay suficiente dispersión de propágulos en el sitio.

Algunas evidencias experimentales del papel de las plantas niñeras (20) se encontraron en árboles de *Inga* sp. (árbol fijador de nitrógeno) y *Psidium guajava* (árbol no fijador de nitrógeno), debajo de éstos las condiciones de temperatura del aire y la intensidad de luz son similares a las del bosque no intervenido, por otro lado la disponibilidad de nitrógeno para las plantas fue cuatro veces mayor debajo de *Inga* sp, con respecto al potrero y además se incrementa el C y N en los primeros 5 cm del suelo. En parcelas mixtas de FSM aumenta el reclutamiento de plántulas y juveniles con respecto a las parcelas puras (4). De forma similar en el experimento (19), las especies nativas crecieron mejor debajo de parcelas mixtas; esto debido a que se reduce la competencia intraespecífica y la competencia por luz disminuye al aumentar la complejidad del dosel lo cual posibilita una mayor intercepción de luz para todas las especies. En experimentos con siembra combinada de *Inga edulis* (especie fijadora de nitrógeno) y *Terminalia amazonia* (especie maderable en Costa Rica) favorece el crecimiento de esta última, gracias a que mejora las condiciones del suelo, produce gran cantidad de hojarasca y frutos comestibles, generando beneficios ecológicos y productos para el hombre (5,18).

LITERATURA CITADA

1. BERTNESS, M. D. & R. CALLAWAY. 1994. Positive interactions in communities. *Tree* 9: 191-193.
2. CALLAWAY, R. M. 1997. Positive interactions in plant communities and the individualistic-continuum concept. *Oecologia* 112: 143-149.
3. CARLSON, B. A. & T. V. CALLAGHAN. 1991. Positive plant interactions in tundra vegetation and the importance of shelter. *Journal of Ecology* 79: 973-983.
4. CARNEVALE N.J. & F. MONTAGNINI. 2002. Facilitating regeneration of secondary forest with the use of mixed and pure plantations of indigenous tree species. *Forest ecology and management* 163:217-227.
5. CARPENTER, F.L. AND J.D. NICHOLS. 2003. Variable success of native trees planted on degraded pasture in Costa Rica. Proceedings of Forestry Research Institute of Malaysia.
6. CASTRO, J., R. ZAMORA, J. A. HÓDAR & J. M. GÓMEZ. 2002. Use of shrubs as nurse plants: a new technique for restoration in Mediterranean mountains. *Restoration Ecology* 10:297-305.
7. DIAZ-MARTÍN, R.M, Z.P VELASCO-LINARES & J.O VARGAS RÍOS. 2007. Los parches de especies pioneras colonizadoras de potreros y su papel en la reintroducción de plantas leñosas del bosque altoandino. En: O. Vargas (ed). Estrategias para la restauración ecológica del bosque altoandino: el caso de la Reserva Forestal de Cogua, Cundinamarca. Universidad Nacional de Colombia, Colciencias
8. DÍAZ-ESPINOSA, A, O.A. LEÓN & O. VARGAS. 2007. Sobrevivencia y crecimiento de plántulas debajo de *Lupinus bogotensis*: Implicaciones para la restauración. En: O. Vargas (ed). Estrategias para la restauración ecológica del bosque altoandino: el caso de la Reserva Forestal de Cogua, Cundinamarca. Universidad Nacional de Colombia, Colciencias
9. FLORENTINE S.K & M. E. WESTBROOKE. 2004. Restoration on abandoned tropical pasturelands- do we know enough? *Journal for Nature Conservation* 12: 85-94.
10. HOLL, K. 1999. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination. *Biotropica* 31: 229-242
11. HOLL, K., M. E. LOIK, E. H. V. LIN & I. A. SAMUELS 2000. Tropical Montane Forest Restoration in Costa Rica: Overcoming barriers to dispersal and establishment. *Restoration Ecology* 8: 339-349.
12. HOLL, K. 2002. Effect of shrubs on tree seedling establishment in an abandoned tropical pasture. *Journal of Ecology* 90: 197-187 pp.

13. JORDANO, P., R. ZAMORA, T. MARAÑÓN Y J. ARROYO. 2002. Claves ecológicas para la restauración del bosque mediterráneo. Aspectos demográficos, ecofisiológicos y genéticos. *Ecosistemas* 11.
14. JURENA, P. N. Y S. ARCHER. 2003. Woody plant establishment and spatial heterogeneity in grasslands. *Ecology* 84: 907-919.
15. LOIK M.E. y Holl K.D. 1999 Photosynthetic responses to light for rain forest seedlings planted to restore abandoned pasture, Costa Rica. *Restorat. Ecol.* 6: 253-261
16. MAESTRE, F. T., CORTINA, J., BAUTISTA, S., BELLOT, J. Y VALLEJO, R. 2003. Small-scale environmental heterogeneity and spatiotemporal dynamics of seedling establishment in a semiarid degraded ecosystem. *Ecosystems* 6: 630-643
17. MELI, P. 2003. Restauración ecológica de Bosques tropicales: veinte años en investigación académica. *Interciencia* 28(10): 581-589.
18. NICHOLS J.D, MARTHA. E. ROSEMEYER, F. LYNN CARPENTER, J. JETTLER. 2001. Intercropping legume trees with native timber trees rapidly restores cover to eroded tropical pasture without fertilization. *Forest Ecology and Management* 152: 195-209.
19. PIOTTO D, E. VÍQUEZ, F. MONTAGNINI, M. KANNINEN. 2004. Pure and mixed forest plantations with native species of the dry tropics of Costa Rica : a comparison of growth and productivity. *Forest ecology and management* 190:359-372.
20. RHOADES, C. C., G. E. ECKERT & D. C. COLEMAN. 1998. Effect of pasture trees on soil nitrogen and organic matter: Implications for tropical montane forest restoration. *Restoration Ecology* 6: 262-270.
21. RIGG, L. S., N. J. ENRIGHT, G. L. PERRY & B. P. MILLER. 2002. The role of cloud combing and shading by isolated trees in the succession from maquis to rain forest in New Caledonia. *Biotropica* 34(2): 199-210.
22. ZAHAWI, R. & C. AUGSPURGER. 1999. Early plant succession in abandoned pastures in Ecuador. *Biotropica* 31: 540-552.
23. ZIMMERMAN, J. K., J. B. PASCARELLA & T. M. AIDE. 2000. Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico. *Restoration Ecology* Vol. 8 No. 4: 350-360.

12.c. FORMACIÓN DE MICROSITIOS PARA EL ESTABLECIMIENTO

✉ Ledy Trujillo Ortiz, Bióloga
Universidad Nacional de Colombia
lntrojilloo@unal.edu.co

✉ Nubia Esperanza Orozco Ospina, Bióloga
Universidad Nacional de Colombia
nuesoo@gmail.com

La formación de microsítios consiste en crear condiciones favorables para aumentar la probabilidad de que los propágulos de especies nativas alcancen el suelo, germinen, se establezcan y desarrollen; en áreas en donde estos procesos se han detenido, reducido o anulado totalmente.

La formación de microsítios de establecimiento implica una evaluación de sitio de estudio, para determinar el grado de deterioro y el tipo de proceso más indicado para aplicar. Estos procesos buscan activar la sucesión por medio del control o supresión de especies dominantes, del cambio de las condiciones del suelo, bien sea por enmiendas químicas u orgánicas, destapando el banco de semillas, cambiando las micro-condiciones físicas, ampliando el espacio de colonización y aumentando la microhete-

rogeneidad para permitir mayor diversidad de condiciones y con esto mayor rango de especies en el proceso de regeneración. La formación de micrositios puede lograr reactivar la regeneración (4,10,13); sin embargo, es necesario experimentar diferentes formas para lograr micro-condiciones ideales para la expresión de especies nativas, que en muchos casos son particulares para cada especie.

Esta estrategia busca reducir las condiciones adversas que existen en áreas degradadas, convirtiéndolas en áreas propicias, al regular los factores desfavorables para la regeneración, tales como radiación, temperatura y acidez del suelo altas, humedad y nutrientes reducidos, e interacciones biológicas hostiles como alta competencia, ausencia de polinizadores y dispersores, ausencia de relaciones simbióticas, alta predación entre otras (6,10).

En algunos casos los propágulos de especies nativas se han reducido o desaparecido por completo, siendo la creación de micrositios insuficiente para su regeneración, en estos casos se hace necesaria la introducción de propágulos, plántulas o individuos adultos, cada uno de los cuales necesita micro-condiciones específicas, teniendo en cuenta que en esta etapa los individuos tienen diferentes requerimientos.

La siembra de especies leñosas nativas resistentes, es una estrategia para aumentar micrositios de implantación, ya que estas pueden formar doseles que generan sombra y reducen las condiciones drásticas de áreas sobreexpuestas, al tiempo que inhiben por competencia especies invasoras dominantes que generalmente son heliófilas, además proveen nutrientes por medio del aporte de hojarasca y/o por fijación de nitrógeno (1,6,7,12). Todas las condiciones nombradas anteriormente, pueden facilitar la regeneración de especies nativas promoviendo la estructuración de núcleos de vegetación propia.

Los disturbios experimentales pueden promover, de acuerdo a su intensidad, magnitud y demás características, cambios en las microcondiciones físicas, la reducción de las especies que acaparan los recursos, el aumento del espacio para la colonización, incremento de la heterogeneidad del suelo, remoción y renovación del banco de semillas e incluso cambios en los patrones sucesionales de la vegetación (2,11).

La generación de sombra estimula la regeneración de especies propias de la sucesión media y tardía, para lo cual, se usan métodos de sombreado artificial ó se aprovechan árboles, arbustos o parches de vegetación como micrositios de implantación (1,3,5,6,8,9). La aplicación de enmiendas y fertilizantes al suelo es otra estrategia que busca mejorar los nutrientes y su disponibilidad. Además la inoculación de microorganismos como hongos micorrízicos potencializa el aprovechamiento de los nutrientes por parte de las plantas.

De acuerdo al objetivo que se persiga, puede ser necesaria la combinación de dos o más de las estrategias mencionadas anteriormente para garantizar la creación de condiciones favorables y la colonización de los micrositios por especies nativas.

LITERATURA CITADA

1. ALVARES-AQUINO C., G. WILLIAMS-LINERA & A.C. NEWTON. 2004. Experimental native trees seedling establishment for the restoration of a mexican cloud forest. *Restoration Ecology* 12(3): 412-418.
2. BAZZAZ, F. A. 1998 Plant in changing environment: linking physiological, population and community ecology. Cambridge University Press
3. CASTRO J., R. ZAMORA, J.A. HÓDAR, J.M. GÓMEZ & L. GÓMEZ-APARICIO. 2004. Benefits of using shrubs as nurse plants for reforestation in Mediterranean mountains: a 4 years study. *Restoration Ecology* 12(3): 352-358.
4. DUNCAN R.S & C.A CHAPMAN. 1999. Seed Dispersal and Potential Forest Succession in Abandoned Agriculture in Tropical Africa. *Ecological Applications* 9(3), 998-1008
5. ESQUIVEL M.J & CALLE Z. 2002. Árboles aislados en potreros como catalizadores de la sucesión en la cordillera occidental colombiana. *Agroforestería en las Américas* Vol 9. No 33-34

6. GÓMEZ-APARICIO L., R. ZAMORA, J.M. GÓMEZ, J.A. HÓDAR, J. CASTRO & E. BORAZA. 2004. Applying plant facilitation to forest restoration: A meta-analysis of the use of shrubs as nurse plants. *Ecological Applications* 14(4): 1128-1138.
7. GROENENDIJK J.P & F. DUIVENVOORDEN. 2005. Planting pioneers and late-successional species in abandoned dry Andean pastures and shrubs: prospects for restoration. En: Groenendijk J.P., Towards recovery of native dry forest in the Colombian Andes, Cap 5. Universiteit van Amsterdam. Netherlands.
8. LENZ T.I. & J.M. FACELLI. 2003. Shade facilitates an invasive stem succulent in a chenopod shrubland. *Austral Ecology* 28:480-490.
9. LINDBORG R. & O. ERICSSON. 2004. Effects of restoration plant species richness and composition in Scandinavian semi-natural grasslands. *Restoration Ecology* 12(3): 318-326.
10. PETERSON C.J. & B.L. HAINES. 2000. Early Successional Patterns and Potential Facilitation of Woody Plant Colonization by Rotting Logs in Premontane Costa Rica Pastures. *Restoration Ecology* Vol.8 No. 4, 361-369.
11. PICKETT, S.T. & WHITE, P.S. 1985. Natural Disturbance and Patch Dynamics: An Introduction. En: The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics. Academic Press. San Diego, California.
12. REAY S.D. & D.A. NORTON. 1999. Assessing the success of restoration planting in a temperate New Zealand forest. *Restoration Ecology* 7(3): 298-308.
13. SLOCUM M.G. 2000. Logs and Fern Patches as Recruitment Sites in a Tropical Pastures. *Restoration Ecology* Vol. 8 No 4, 408-413.

12.d. ENMIENDAS COMO ESTRATEGIA PARA LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA

✉ Olga Adriana León M., Ecóloga
Pontificia Universidad Javeriana
olgaaleon@yahoo.com

Cuando un ecosistema es sometido a un disturbio todos sus componentes se ven afectados y dependiendo de la intensidad y frecuencia el ecosistema puede recuperarse en mayor o menor tiempo, o puede requerir diferentes niveles de intervención para su recuperación.

Generalmente las actividades humanas (Figura 1) influyen en el deterioro de los suelos a diferentes niveles, causando procesos como: erosión, acidificación, compactación, toxicidad, salinización, baja fertilidad, desertificación, etc, esto produce importantes consecuencias ecológicas, pérdidas económicas y en ocasiones es causante de grandes tragedias sociales. Cada vez resulta más evidente que diversas actividades del hombre han derivado en una situación en que la tasa de pérdida de suelo supera por mucho al de su formación, desestabilizando peligrosamente su equilibrio natural.

En sitios donde los disturbios son severos como minas o canteras, y en menor medida pastizales y plantaciones de especies exóticas, el suelo se deteriora perdiendo la materia orgánica, los nutrientes y la actividad biológica, elementos que contribuyen con la estructura de la comunidad, la productividad y fertilidad en ecosistemas terrestres, los disturbios pueden afectar directamente la composición y funciones del ecosistema como el ciclado de nutrientes y la retención de carbono (4).

Cuando se lleva a cabo un proceso de restauración se usan diferentes estrategias como la plantación de especies nativas buscando la creación de comunidades de plantas que se asemejen a la vegetación original (4), o que por lo menos permitan recuperar algunos servicios ambientales perdidos. Sin embargo, en sitios muy deteriorados esta estrategia, necesita ser complementada con la aplicación de nutrientes, ya que el disturbio genera cambios drásticos en el suelo que impiden el establecimiento de las plántulas, en otros casos la aplicación de enmiendas puede generar una rápida cobertura muy importante en estos sitios altamente degradados.

Al momento de hacer un enriquecimiento de nutrientes en el suelo generalmente se utilizan enmiendas orgánicas y/o químicas, cada una presenta diferentes resultados y dependiendo del objetivo que persiga la restauración pueden ser útiles. Los fertilizantes químicos poseen una alta capacidad para suplir nutrientes escasos y pueden servir para obtener una cobertura vegetal rápidamente. En pastizales abandonados de alta montaña tropical la aplicación de NPK agiliza el primer pulso regenerativo y el desarrollo de especies colonizadoras, pero facilita la llegada de especies foráneas (6), se reporta (4) un aumento en la cobertura de especies herbáceas con la aplicación de fertilizantes en pastizales de California. La fertilización en sitios degradados promueve el establecimiento y aumenta la producción de biomasa de especies herbáceas (2). Favorece especies asociadas a hábitat secos aumentando su dominancia, pero afecta a las menos competitivas con las especies ruderales como los briófitos (5). Este tipo de resultados pueden ser útiles en casos donde es necesario recuperar algunas características ambientales, tales como cobertura vegetal protectora, estabilidad de suelos, o retención de agua en un corto tiempo sin esperar recuperar la composición o estructura del ecosistema.

Cuando la fertilización química se combina con plantación de árboles se observan otros efectos; en la India por ejemplo, se plantaron y fertilizaron con NPK nueve especies de árboles (cinco especies leguminosas y cuatro no leguminosas) en un sitio donde hubo actividad minera, encontrando que los individuos fertilizados crecieron más que los no fertilizados, mientras que solo algunas especies aumentaron el diámetro de la copa al ser fertilizadas; el impacto de la fertilización fue mayor en especies no leguminosas que en leguminosas, ya que estas últimas superan fácilmente la deficiencia de N debido a su capacidad de fijarlo (2). De igual forma, en los Andes Colombianos la fertilización de árboles nativos plantados generó un aumento en la tasa de crecimiento en especies de sucesión tardía (3). Otro ejemplo de este beneficio para los árboles (5) se presenta con la fertilización la cual aumenta la tasa de crecimiento de los árboles, con un aumento en el área basal del tallo de 130%, contra 50% de árboles no fertilizados, además favorece el establecimiento de otros taxa. No obstante, también se manifiestan efectos negativos; pueden inducir la mortalidad de plántulas, debido a la sobrestimulación de la cobertura de herbáceas o causa un crecimiento desproporcionado en las raíces de las plántulas, lo cual puede generar un estrés hídrico(4), hace las hojas mas palatables por aumento de nitrógeno y reducción de las concentraciones de polifenol soluble, aumentando la abundancia de insectos herbivoros y por lo tanto este tipo de interacción (5), disminuye la diversidad (5,6) y produce lenta pero prolongada liberación de nutrientes produce efectos favorables en el crecimiento pero no mejora la sobrevivencia de las plántulas (4).

La enmienda orgánica puede aumentar el potencial de la reforestación, especialmente en sitios altamente degradados, sin embargo, según estudios realizados en áreas secas, la enmienda orgánica puede causar una alta mortalidad en las primeras etapas de la plántula, ya que limita la disponibilidad de agua debido a su capacidad de retención restringiendo la entrada a las raíces de la plántula, también puede aumentar la aireación del suelo generando desecación en el sistema radicular, lo cual produce graves implicaciones para las plántulas especialmente en (1). En pastizales en California la aplicación de esta enmienda generó una baja tasa de crecimiento sobre las plántulas sembradas con respecto a las plántulas fertilizadas con componentes químicos y a las plántulas que no fueron fertilizadas (4).

Otro tipo de enmienda orgánica que se usa para la recuperación del suelo en sitios altamente alterados son los biosólidos, obtenidos a partir de aguas residuales, contienen altas cantidades de materia orgánica, fósforo (P), potasio (K) y alta humedad. En una cantera ubicada en los cerros Orientales (Bogotá) se encontró un acelerado repoblamiento de grupos pertenecientes a la macrofauna edáfica (7), también se reportan importantes cambios fisicoquímicos (8), esto puede estar relacionado con la recuperación de la vegetación a futuro.

Al comparar el efecto de la aplicación de enmiendas químicas (NPK) y orgánicas (humus, ceniza de acículas) sobre ocho especies de árboles nativos plantados y sobre la regeneración natural en claros dentro de una plantación de *Pinus patula*, no se encontraron diferencias significativas ni en la composición de la regeneración natural, ni en las tasas de crecimiento de las especies plantadas. Sin embargo, se observaron algunas diferencias en el comportamiento registrando tasas de crecimiento más altas de *Baccharis latifolia*, *Vallea stipularis* y *Smalanthus pyramidalis* bajo la aplicación de NPK, mientras que especies de sucesión media y tardía como *Hesperomeles goudotiana* y *Myrcianthes leucoxylla* presentaron una mayor mortalidad con la fertilización. Por su parte, *Lupinus bogotensis* una especie fijadora de nitrógeno sobrevivió más con la aplicación de las enmiendas orgánicas (9).

Según lo anterior, la utilización de enmiendas orgánicas puede ser útil en sitios altamente degradados, en los cuales la recuperación de una cubierta vegetal es el principal objetivo, sin que cobre importancia la composición de ésta; los fertilizantes químicos se convierten en una buena opción no solo para recuperar la cobertura vegetal, sino que utilizándolos adecuadamente pueden aumentar las tasas de crecimiento de árboles plantados, sin embargo es importante prestar atención a posibles invasoras.

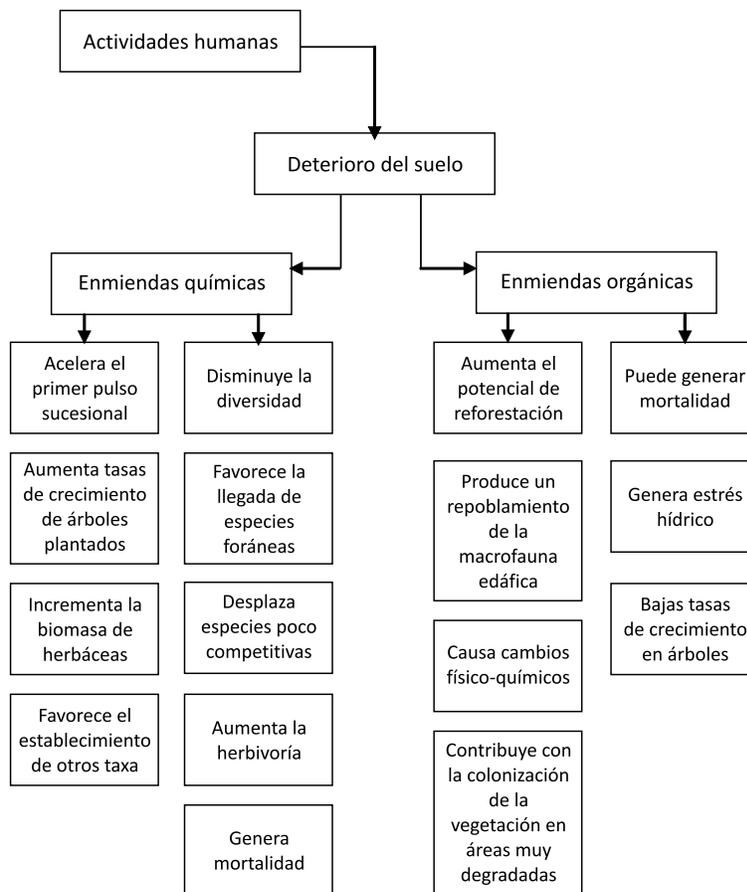


Figura 1. Procesos relacionados con enmiendas químicas y orgánicas.

LITERATURA CITADA

1. WALKER, R.F. 2003. Comparison of Organic and Chemical Soil Amendments Used in the Reforestation of a Harsh Sierra Nevada Site. *Restoration Ecology* Vol. 11 No. 4, pp. 466–474
2. SINGH A., A. Jha & J. Singh. 2000. Effect of nutrient enrichment on native tropical trees planted on Singrauli Coalfields, India. *Restoration ecology*. Vol 8. No1. pp 80 – 86. Marzo.

3. GROENENDIJK J. & J. DUIVENVOORDEN. 2005. Planting pioneers and late-successional species in abandoned dry Andean pastures and scrubs: prospects for restoration. En: Towards recovery of native dry forest in the Colombian andes. A plantation experiment for ecological restoration. Academisch proefschrift
4. POTTHOFF M, L. E. JACKSON, K. L. STEENWERTH, I. RAMÍREZ, M. R. STROMBERG, and D. E. ROLSTON. 2005. Soil Biological and Chemical Properties in Restored Perennial Grassland in California. *Restoration Ecology* Vol. 13, No. 1, pp. 61–73.
5. ROWE E, J. R. HEALEY, G. EDWARDS-JONES, J. HILLS, M. HOWELLS & D. L. JONES. 2006. Fertilizer application during primary succession changes the structure of plant and herbivore communities. *Biological conservation* 131 (2006) 510–522.
6. ACUNA I. 2002. Efectos de la aplicación de macronutrientes (N, P, K) sobre las primeras etapas sucesionales en potreros de alta montaña tropical (Reserva Forestal de Cogua, Cundinamarca). Tesis de grado. Facultad de estudios ambientales y rurales. Carrera de ecología. Pontificia Universidad Javeriana.
7. GRANADOS–HERNÁNDEZ a. & J.I.BARRERA-CATAÑO. 2007. Efecto de la aplicación de biosólidos sobre el redoblamiento de la macrofauna edáfica en la cantera Soratama, Bogotá, D.C. *Universitas Scientiarum, Revista de la Facultad de Ciencias. Edición especial II, Vol. 2, 73-84*
8. GUACANEME, S. & J.I BARRERA-CATAÑO. 2007. Efecto de la aplicación de biosólidos, como enmienda orgánica, en la recuperación de un suelo disturbado por actividad extractiva en la cantera de Soratama, Localidad de Usaquén, Bogotá, D.C. *Universitas Scientiarum, Revista de la Facultad de Ciencias. Edición especial II, Vol. 2, 85-98*
9. LEÓN, O. 2007. Restauración en áreas con plantaciones de pinos. En: Vargas, O. (ed). *Restauración ecológica del bosque altoandino, el caso de los alrededores del embalse de Chisacá*. Universidad Nacional de Colombia, Acueducto de Bogotá, Jardín Botánico, Secretaría Distrital de Ambiente.

12.e. EMPLEO DE ENDOMICORRIZAS EN PROCESOS DE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA

✉ Glencora Wolffhugel Parra, Bióloga
 Universidad Nacional de Colombia
 gwolffhugelp@unal.edu.co

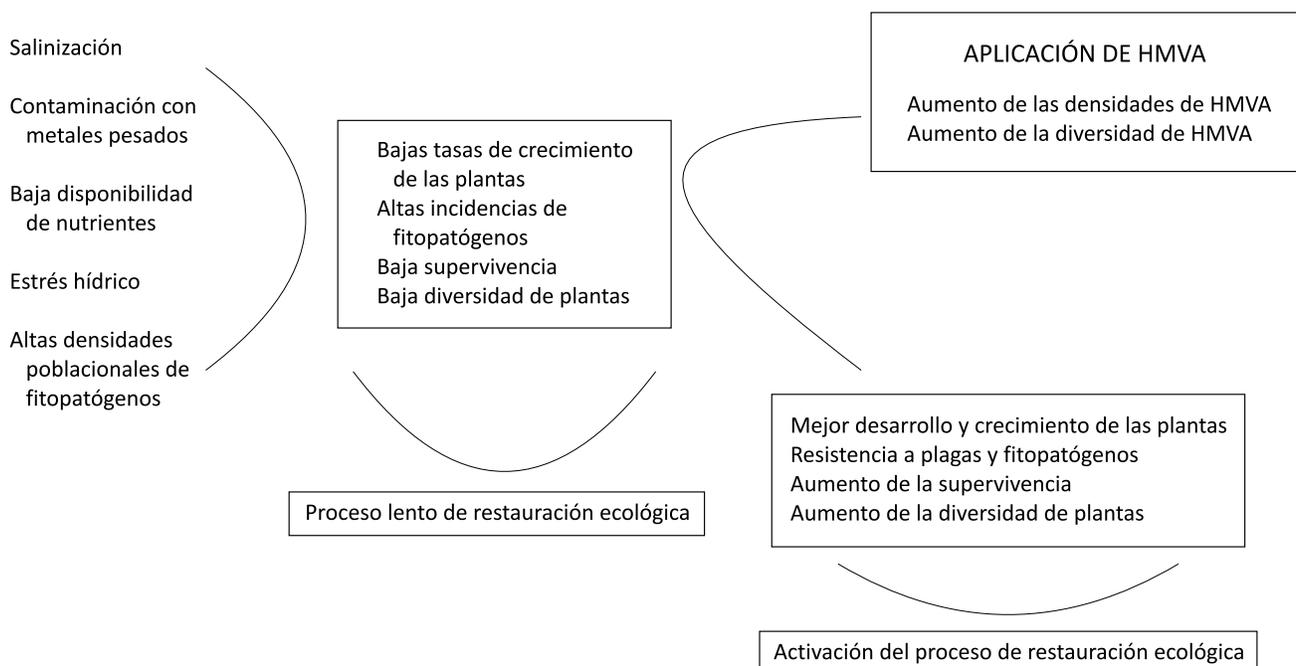
Una de las estrategias que se debe tener en cuenta en la restauración ecológica es la recuperación de los microorganismos del suelo, los cuales generalmente se ven seriamente afectados en sistemas disturbados. La importancia de estos organismos radica en que ellos juegan un papel fundamental en la disponibilidad, mineralización, movilización, retención y fijación de nutrientes; procesos fundamentales para el desarrollo del suelo y el crecimiento de las plantas. Los hongos formadores de micorrizas (HMVA) son un componente dominante de la comunidad microbiana de la rizosfera, estos organismos pueden contribuir al crecimiento de las plantas y su supervivencia, pues ellos establecen una asociación simbiótica mutualista con las raíces de plantas superiores, estos hongos desarrollan micelio intra y extraradical, el cual sirve de enlace entre las plantas y el suelo (2); los HMVA dependen de la planta para el suministro de carbono, energía y de un nicho ecológico, a la vez que entregan nutrimentos minerales, especialmente los poco móviles como fósforo (11). Adicionalmente, imparten otros beneficios en general tales como: la estimulación de sustancias reguladoras de crecimiento, incremento de la tasa fotosintética, ajustes osmóticos cuando hay sequía,

aumento de la fijación de nitrógeno por favorecer a las bacterias simbióticas o asociativas, incremento de la resistencia a plagas; dado que los hongos micorrícicos pueden ocupar grandes partes del sistema radical se puede inhibir la penetración de fitopatógenos, tolerancia a estrés ambiental, además de contribuir en mejorar la agregación del suelo y ser mediadores de muchas de las acciones e interacciones de la microflora y microfauna, que ocurren en el suelo, alrededor de las raíces (2), pues hay un gran número de microorganismos que crecen en asocio con el micelio y las esporas de los hongos micorrícicos (10).

Aunque las micorrizas no son específicas, hay cierta afinidad entre ciertas especies de micorrizas y ciertas especies de plantas, además hay variación en cuanto a la dependencia de micorrizas por parte de las plantas: existen especies de plantas obligadas, las cuales no pueden desarrollarse completamente en ausencia de la simbiosis, especies facultativas, las cuales dependiendo del estado nutricional del suelo forman o no la simbiosis y especies no dependientes de micorrizas. Las plantas micorrícicas obligadas se verán muy afectadas en cuanto a su crecimiento en zonas donde por efecto de quemas principalmente los propágulos de micorrizas han sido eliminados. De este modo, las micorrizas pueden afectar la diversidad y composición de la vegetación (1), ya que la presencia de dichos hongos en el suelo puede influir en las habilidades competitivas de las especies vegetales (5). La mayoría de prácticas corrientes de revegetación operacional ignora la dinámica HMVA - Comunidades de plantas y han tenido un éxito limitado en el establecimiento de comunidades de plantas autosostenibles (9).

Luego de un disturbio forestal el inoculo de micorriza puede ser insuficiente, incrementar la densidad de micorrizas a través de la inoculación es crucial para una regeneración exitosa (8), además se pueden rebajar los costos de producción, por la disminución de tiempo de permanencia de las plantas en el vivero. Se pueden variar las especies de HMVA que se empleen las cuales pueden ser nativas o comerciales, la composición del inoculo el cual puede ser monoespecífico o poliespecífico y en cuanto al tipo de inoculo; el cual puede componerse de esporas aisladas, raicillas colonizadas por HMVA, suelo con esporas, así mismo la cantidad de inoculo: Número de esporas por gramo de suelo, peso en gramos de raicillas con cierto porcentaje de colonización micorrícica.

Existen reportes de como el empleo de HMVA ha favorecido el establecimiento de la vegetación en ecosistemas disturbados y estresados (7), así como en lugares con condiciones edáficas desfavorables, que presentaban alta acidez y contaban con la presencia de metales pesados (4), la aplicación de micorrizas fue favorable también en el establecimiento de *Olea Europea* específicamente, en áreas semiáridas (3).



LITERATURA CITADA

1. BAREA, J; C. AZCON y S. PÉREZ. 1999. Importancia de las micorrizas en el establecimiento y protección de las plantas en suelos degradados. *Phytoma* 111. España.
2. BLANCO, F y SALAS, E. 1996 Micorrizas en la agricultura: contexto mundial de investigación realizada en Costa Rica. X Congreso Nacional Agronómico/ II Congreso de Suelos.
3. CARAVACA, F, BAREA y J, FIGUEROA, D. & A. ROLDÁN. 2002. Assessing the effectiveness of mycorrhizal and soil compost addition for enhancing reforestation with *Olea europea* subsp. *Sylvestris* through changes in soil biological and physical parameters. *Applied soil ecology* 20: 107-118.
4. ENKHUYA, E., RYDLOVA y J, M, VOSATKA 2000. Effectiveness of indigenous and non- indigenous isolates of arbuscular mycorrhizal fungi in soils of degraded ecosystems and man made habitats. *Applied Soil Ecology* 14: 201-211.
5. JANOS, D. 1980^a. Mycorrhizae influence tropical succession. *Biotropica* suplemento pp 56-64.
6. ----- 1980^b. Vesicular-arbuscular mycorrhizae affect lowland tropical rain forest plant growth. *Ecology* 61 (1).
7. TAO, L & Z, ZHIWEI. 2005. Arbuscular mycorrhizas in a hot and arid ecosystem in Southwest China. *Applied soil Ecology*. 29 (2): 135-141.
8. ONGUENE, N.a. & T.W. KUYPER 2005. Growth response of three native timber species to soils with different arbuscular mycorrhizal inoculum potentials in South Cameroon. Indigenous inoculums and effect of addition of grass inoculum. *Forest Ecology and Management* 210: 283-290.
9. PFLEGER, F, STEWART, E & R, NOYDO. 1996 Mycorrhizas and plant health. Symposium series. USA. American Phytopathological Society.
10. RILLIG, M., E. LUTGEN, P, RAMSEY., J, KLIRONOMOS & J. GANNON 2005. Microbiota accompanying different arbuscular mycorrhizal fungal isolates influence soil aggregation. *Pedobiologia* 49: 251-259.
11. SÁNCHEZ, M. 1999. Endomicorrizas en agroecosistemas colombianos. Universidad Nacional de Colombia.

12.f. DISTURBIOS EXPERIMENTALES

✉ Olga Adriana León M., Ecóloga
Pontificia Universidad Javeriana
olgaaleon@yahoo.com

✉ Samanta Corredor-Velandia, Bióloga
Universidad Nacional de Colombia
scorredorv@unal.edu.co

El disturbio es un evento de supresión o variación de uno o más elementos de un sistema ecológico que causa un cambio significativo en el patrón normal de éste, pues hace variar las condiciones abióticas e interfiere con su funcionamiento (2). La ocurrencia de un disturbio genera cambios en la disponibilidad de los recursos, del sustrato o en el ambiente físico (4). En ambientes transformados la inducción de un disturbio al sistema logra generar condiciones que pueden iniciar o reactivar un proceso sucesional, disminuir la presencia de especies invasoras, liberar recursos que permitan el establecimiento de especies nativas, etc. Sin embargo, los efectos de un disturbio y por lo tanto sus resultados dependen de las características del disturbio, de las condiciones del sitio en el que se presenta dentro del paisaje, además de las propiedades mismas de las plantas, determinadas por las características de historia de vida de cada especie y de la interacción entre éstas (2).

Los disturbios experimentales simulan unas condiciones específicas y sus variaciones dependen de los objetivos planteados, los cuales están sujetos a las condiciones del sitio a restaurar, pueden enfocarse a controlar una especie invasora, reducir la influencia de una especie dominante y aumentar el recurso disponible como la superficie de colonización, los nutrientes y el agua del suelo (5,7,8,9,11). Estos disturbios pueden efectuarse de manera manual o mecánica y pueden actuar de forma directa o indirecta. Por ejemplo al hacer un disturbio, eliminando la vegetación existente con el fin de controlarla, éste puede ser superficial al levantar solo la biomasa epígea o profundo al involucrar la remoción de las raíces y del suelo. En otros casos se necesitará la remoción periódica de la vegetación en un mismo sitio, como en el caso del control de especies invasoras o altamente competitivas como los pastos, las cuales presentan una alta tasa de renovación al presentar un abundante banco de semillas y de retoños.

Con la aplicación de disturbios experimentales se busca también generar un cambio en el patrón sucesional, al reducir o eliminar la cobertura de las dominantes y con esto disminuir la competencia por el recurso. Además busca reabastecer los recursos agotados, reducir la herbivoría, eliminar tóxicos acumulados en el sustrato (11), generar condiciones como mayor intensidad lumínica y ampliar fluctuación de la temperatura, que estimule la germinación de especies latentes en el banco de semillas. Sin embargo, estas condiciones no aseguran del todo el establecimiento, el cual depende de los rasgos de historia de vida de la especie y de la interacción entre especies (2).

Algunos ejemplos de esta estrategia se han aplicado en sitios que representan dominio de una especie invasora como lo es el *Ulex europaeus*, sitios con plantaciones de especies exóticas como lo son los pinos y potreros resultado de actividades agropecuarias. Todos éstos representan zonas con fuertes barreras para la regeneración de especies nativas y con grandes necesidades de estrategias que aseguren la reactivación de éste proceso.



En áreas invadidas por *U. europaeus*, especie altamente invasora y difícil de controlar, la prioridad es establecer estrategias para erradicarla o por lo menos controlar su expansión, para lo cual es necesario remover su cobertura completamente con disturbios como la quema controlada y/o la remoción mecánica, aún en detrimento de las demás especies presentes; luego es importante regular su regeneración con métodos suaves y moderados como sombreado artificial (6). La quema afecta a toda la comunidad, pero suele ser efectiva para acabar con la abundante biomasa de esta planta y para activar su banco de semillas que depende del calor para expresarse, una vez ocurre estos los juveniles pueden controlarse más fácilmente. También es importante controlar las raíces ya que esta especie presenta regeneración vegetativa, para lo cual se pueden implementar disturbios moderados como la remoción de las raíces con pica o disturbios fuertes como la remoción total del suelo por medio del arado, dependiendo del grosor y de la profundidad de éstas. Plantas tan resistentes como el retamo espinoso suelen rebrotar fácilmente y recuperar su dominancia después del primer disturbio, lo cual hace necesario realizar remociones periódicas de las plántulas emergentes (5). No obstante, para controlar la invasión puede ser necesario complementar esta estrategias con otras como la siembra de especies de rápido crecimiento.

En plantaciones de pinos, los disturbios pueden enfocarse a reducir la densidad de siembra y a generar claros de diferentes tamaños que permitan experimentar con diferentes intensidades de luz y niveles de influencia de los pinos mismos en la reactivación de la regeneración (1,3,12), además la remoción de acículas y/o de suelo evalúa, según el diseño experimental, las especies aún viables del banco de semillas y las potenciales colonizadoras de éstas áreas (1,3). La remoción periódica de las acículas, busca disminuir la acumulación de lignina en el suelo que genera una baja tasa de descomposición y una baja movilización y liberación del nitrógeno así como la acidificación del suelo (13).

En áreas de potreros, donde la dominancia de pastos restringe la implantación de especies propias, específicamente leñosas (10) y mantiene una homogeneidad de condiciones, los disturbios que implican levantamiento de la matriz y el destape del banco de semillas (10), aumentan la heterogeneidad del suelo y activan la regeneración de especies. Además, el control frecuente de los pastos, así como el de especies invasoras aumenta la probabilidad que se de un cambio en el patrón sucesional y con éste un mayor establecimiento de especies nativas favorables en el proceso de restauración.

LITERATURA CITADA

1. CORREDOR S y O. VARGAS. 2007. Efectos de la creación de claros experimentales con diferentes densidades sobre los patrones iniciales de sucesión vegetal en plantaciones de *Pinus patula*. En: Vargas O (ed.). Restauración ecológica del bosque altoandino. Estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores del Embalse de Chisacá, Localidad de Usme, Bogotá D.C. Universidad Nacional de Colombia, Acueducto de Bogotá, Jardín Botánico, Secretaría Distrital de Ambiente.
2. GLENN-LEWIN D.C. & VAN DER MAAREL E. 1992. Patterns and processes of vegetation dynamics. En: Glenn-Lewin D.C. et al. Plant Succession: Theory and prediction. Chapman and Hall. Gran Bretaña.
3. LEÓN O.A. 2007. Experimentos de restauración ecológica en plantaciones de *Pinus patula*. En: Vargas, O. & Grupo de Restauración (eds). Restauración ecológica del bosque altoandino. Estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores del Embalse de Chisacá, Localidad de Usme, Bogotá D.C.
4. PICKETT, S.T. & WHITE, P.S. 1985. Natural Disturbance and Patch Dynamics: An Introduction. En: The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics. Academic Press. San Diego, California.
5. RÍOS. H. F. 2001. Eliminación de la especie invasora *Ulex europaeus* L. (Fabaceae) como estrategia experimental de restauración de la vegetación en el Cerro de Monserrate, Bogotá D.C Cundinamarca. Trabajo de grado Departamento de Biología. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional de Colombia.
6. SÁNCHEZ-TAPIA A. 2007. Efecto del sombreado artificial sobre el retamo espinoso (*Ulex europaeus* L.) en el Embalse de Chisacá. En: Vargas, O. & Grupo de Restauración (eds). Restauración ecológica del bosque altoandino. Estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores del Embalse de Chisacá, Localidad de Usme, Bogotá D.C

7. SORZANO, C. 2001. Regeneración Reproductiva en un Sitio Abandonado e Invadido por *Pteridium aquilinum* (L.) Khunt. Implicaciones para la restauración. Reserva Biológica Cachalú, Encino, Santander-Colombia. Trabajo de grado Departamento de Biología. Facultad de Ciencias. Universidad Javeriana.
8. STERN, M. J. 1992. Vegetation regeneration in the Andean Cloud Forest: the role of *Chusquea*, a montane bamboo. En: *Ecosystem Response to Natural and Anthropogenic Disturbances in the Andean Cloud Forest of Ecuador*.
9. TRUJILLO, L. N. 2004. Caracterización de bordes con *Chusquea scandens* (Kunth) y evaluación de la regeneración, luego de disturbios experimentales en un bosque altoandino en la Reserva Forestal Municipal de Cagua (Cundinamarca, Colombia).
10. TSUYUZAKI S. & F. KANDA, 1996. Revegetation Patterns and Seedbank Structure on Abandoned Pastures in Northern Japan. *American Journal of Botany* 83(11): 1422-1428.
11. VARELA, M. V. 2003. Efecto de diferentes tamaños de claros experimentales sobre el proceso de sucesión en un pastizal del Embalse San Rafael (La Calera, Cundinamarca). Trabajo de grado. Departamento de Biología. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional de Colombia.
12. VALVERDE, T. & SILVERTOWN, J. 1997. Canopy Closure Rate and Forest Structure. *Ecology* 78(5): 1555-1562.
13. WHITE, D.L., HAINES, B.L., BORING, L.R., 1988. Litter decomposition in southern Appalachian black locust and pine–hardwood stands: litter quality and nitrogen dynamics. *Can. J. For. Res.* 18, 54–63.

12.g. OTRAS ESTRATEGIAS DE RESTAURACIÓN

✉ Olga Adriana León M., Ecóloga
Pontificia Universidad Javeriana
olgaaleon@yahoo.com

✉ Orlando Vargas, Biólogo
Universidad Nacional de Colombia
jovargasr@unal.edu.co

Existen otras estrategias de restauración que pueden aplicarse según las necesidades y los objetivos, entre estas podemos hablar de:

UTILIZACIÓN DE PARCHES O FRAGMENTOS DE VEGETACIÓN NATIVA COMO HÁBITAS PARA EL CRECIMIENTO DE ESPECIES LEÑOSAS DEL BOSQUE Y FOCOS DE REGENERACIÓN

Inmersos en la matriz de pastos se pueden encontrar parches de especies arbustivas y herbáceas que se encuentran colonizando espontáneamente los potreros, modificando las condiciones microambientales al interior de estos. La utilización de estos parches para la reintroducción de especies leñosas busca aprovechar las relaciones de *facilitación* que pueden darse entre las especies de borde y las especies formadoras de matorrales con especies de bosque altoandino más sensibles a las fuertes condiciones de las zonas abiertas (3). Dentro de este grupo de estrategias se utilizan disturbios experimentales y siembras de plantas juveniles de árboles y arbustos propios de bosque en los bordes de los fragmentos de bosque y en los matorrales de especies nativas colonizadoras de potreros, además la creación de parches de arbustos facilitadores como *Lupinus bogotensis* mediante la siembra de esta especie a altas densidades (Figura 1).

Esta estrategia se está utilizando en pastizales del neotrópico y en otras zonas degradadas alrededor del mundo (1,2,4,5,6,9,12,13,14).

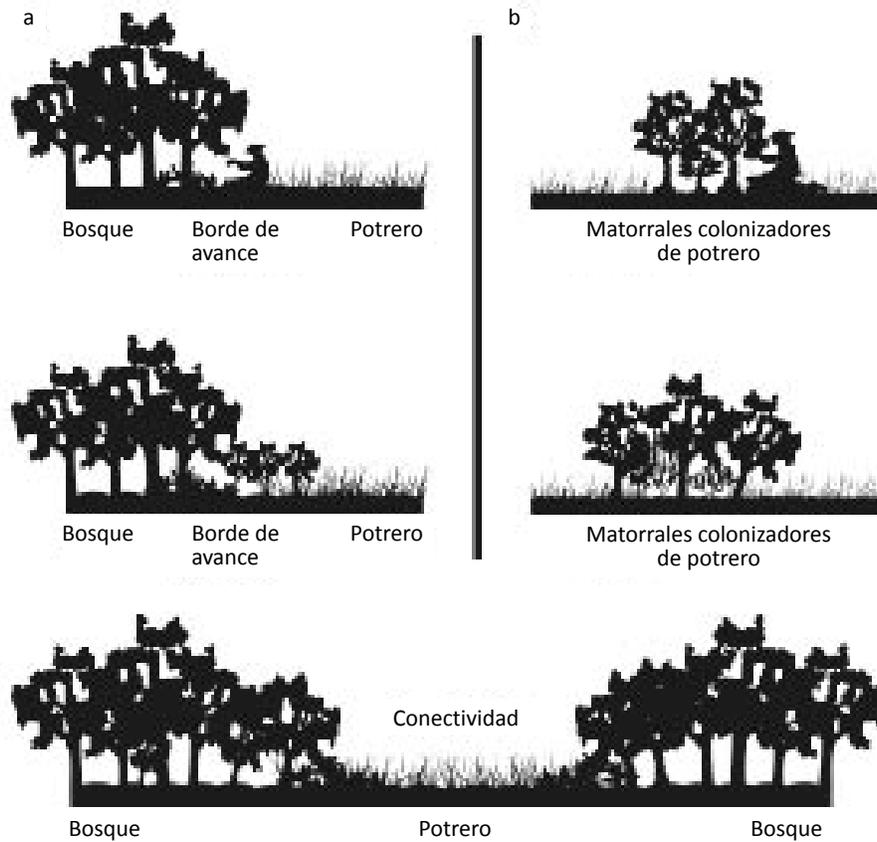


Figura 1a) Utilización de bordes para ampliar fragmentos de bosque y lograr la conectividad entre fragmentos de bosque. b) Utilización de matorrales o parches de herbáceas como sitios de crecimiento para especies nativas.

ESTRATEGIAS QUE BUSCAN REDIRIGIR LA SUCESIÓN EN LOS POTREROS MEDIANTE LA CREACIÓN DE NÚCLEOS DE REGENERACIÓN O DOSELES DENTRO DE LA MATRIZ DE PASTOS CON SIEMBRAS DE PLANTAS ARBUSTIVAS O ARBÓREAS

Esta estrategia pretende incrementar la oferta de micrositios adecuados para el establecimiento de las especies del bosque maduro al promover el establecimiento de especies pioneras dentro de los pastizales, incrementar la llegada de propágulos a la zona degradada e identificar especies que puedan competir con los pastos y que al mismo tiempo sean capaces de facilitar, más adelante, la llegada de especies del bosque altoandino. Esta estrategia se utiliza con el fin de superar las barreras al establecimiento al crear microambientes más favorables para la reintroducción de especies leñosas del bosque maduro (7,8,10,11,15).

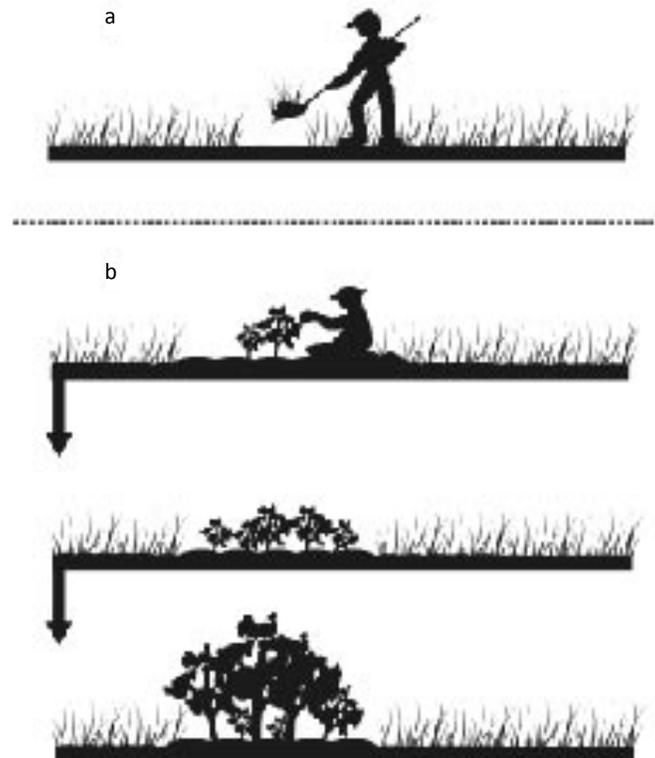


Figura 2. Estrategias para acelerar y redirigir la sucesión en potreros. a) disturbios experimentales y b) siembra de especies nativas en potreros para formar núcleos de regeneración.

LITERATURA CITADA

1. ACOSTA, M. & O. VARGAS. 2007. Ampliación de fragmentos de bosque altoandino. En: O. Vargas(ed.). Estrategias para la restauración ecológica del bosque altoandino. El caso de la Reserva Forestal Municipal de Cogua, Cundinamarca. Universidad Nacional de Colombia, Colciencias.
2. ÁLVAREZ-AQUINO, C., G. WILLIAMS-LINERA & A. C. NEWTON. 2004. Experimental native trees seedling establishment for the restoration of a mexican cloud forest. *Restoration Ecology* 12(3):412-418.
3. CASTRO, J., R. ZAMORA, J. A. HÓDAR & J. M. GÓMEZ. 2002. Use of shrubs as nurse plants: a new technique for restoration in Mediterranean mountains. *Restoration Ecology* 10:297-305.
4. DÍAZ-ESPINOSA, A, O.A. LEÓN & O. VARGAS. 2007. sobrevivencia y crecimiento de plántulas debajo de *Lupinus bogotensis*, Implicaciones para la restauración. En: O. Vargas (ed.). Estrategias para la restauración ecológica del bosque altoandino. El caso de la Reserva Forestal Municipal de Cogua, Cundinamarca. Universidad Nacional de Colombia, Colciencias.
5. DIAZ-MARTIN R., P. VELASCO-LINARES & O. VARGAS. 2007. Los parches de especies pioneras colonizadoras de potreros y su papel en la reintroducción de plantas leñosas del bosque altoandino. En: O. Vargas (ed.). Estrategias para la restauración ecológica del bosque altoandino. El caso de la Reserva Forestal Municipal de Cogua, Cundinamarca. Universidad Nacional de Colombia, Colciencias.
6. GÓMEZ-APARICIO L., R. ZAMORA, J. M. GÓMEZ, J. A. HÓDAR, J. CASTRO & E. BARAZA. 2004. Applying plant facilitation: a meta-analysis of the use of shrubs as nurse plants. *Ecological Applications* 14:1128-1138.

7. GROENENDIJK, J. P. 2005. Towards recovery of native dry forest in the Colombian Andes. A plantation experiment for ecological restoration. Dissertation. Universiteit van Amsterdam, Netherland.
8. HOLL K. 2002a. Tropical moist forest. pp. 539-558. En: Perrow, M.R. & A. J. Davy (Eds.). Handbook of Ecological Restoration. Vol. 2. Restoration in practice. Cambridge University Press, Cambridge UK.
9. HOLL K. 2002b. Effect of shrub on tree seedlings establishment in an abandoned tropical pasture. *Journal of Ecology* 90: 179-187.
10. LAMB, D., J. PARROTA, R. KEENAN & N. TUCKER 1997. Rejoining habitat remnants: Restoring degraded rain-forest lands. pp. 366-385. En: Laurance, W.F. & R. O. Bierregaard Jr. (Eds.) Tropical forest remnants: Ecology, Management and Conservation of fragmented communities.
11. LEÓN O.A., A. DÍAZ-ESPINOSA & O. VARGAS. 2007. Generación de doseles, un primer paso para la restauración ecológica. En: O. Vargas (ed.). Estrategias para la restauración ecológica del bosque altoandino. El caso de la Reserva Forestal Municipal de Cogua, Cundinamarca. Universidad Nacional de Colombia, Colciencias.
12. ROUSSET, O. & J. LEPART. 2000. Positive and negative interactions at different life stages of a colonizing species (*Quercus humilis*). *Journal of Ecology* 88: 401-412.
13. VELASCO-LINARES P. R. DIAZ-MARTIN y O. VARGAS. 2007. Los parches de plantas herbáceas colonizadoras de potreros y el crecimiento y supervivencia de especies leñosas. En: O. Vargas (ed.). Estrategias para la restauración ecológica del bosque altoandino. El caso de la Reserva Forestal Municipal de Cogua, Cundinamarca. Universidad Nacional de Colombia, Colciencias.
14. VIEIRA, I. C. G., C. Uhl & D. NEPSTAD. 1994. The role of the shrub *Cordia multispicata* (Cham). as a “succession facilitator” in an abandoned pasture, Paragominas, Amazonia. *Vegetatio* 115: 91-99
15. ZAHAWI R. & C. K. AUGSPURGER. 2006. Tropical forest restoration: tree islands as recruitment foci in degraded lands of Honduras. *Ecological Applications* 16: 464-478.

ESTRATEGIAS CON PARTICIPACIÓN COMUNITARIA

12.h. ARTICULACIÓN SOCIAL EN TORNO A LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA

📍 Ingeet Juliet Cano Castellanos, Antropóloga
 Universidad Nacional de Colombia
 julietccano@yahoo.com

📍 Natalia Zamudio Pedraza, Antropóloga
 Universidad Nacional de Colombia
 nataliazamudiop@yahoo.com

Esta estrategia busca la generación de procesos sociales relacionados con la Restauración Ecológica, mediante el desarrollo integral de actividades y proyectos. De esta manera, los miembros de un territorio comprenden el tema de la restauración y otorgan un sentido más amplio a su participación en la recuperación de los recursos naturales.

A lo largo de los procesos que se generan en torno a la Restauración Ecológica es necesario tener en cuenta tres aspectos fundamentales para lograr un mayor nivel de Articulación Social:

Fortalecimiento del conocimiento local: El reconocimiento colectivo de las experiencias adquiridas en el territorio, permite que las comunidades reconozcan la utilidad de su conocimiento y se sientan motivados a fortalecer su transmisión a nivel generacional.

Diálogo de saberes: A través de los encuentros entre las comunidades y los investigadores, se favorece el intercambio de conocimientos y el planteamiento de acciones para la recuperación de los ecosistemas, de acuerdo con sus características.

Prácticas comunitarias en torno a la Restauración Ecológica: Las actividades prácticas permiten que las comunidades participen directamente en los procesos de Restauración Ecológica y tengan la oportunidad de crear herramientas para aplicar sus conocimientos.

Para comenzar la Articulación Social es fundamental realizar una fase de evaluación diagnóstica del territorio, con el fin de identificar los grupos con los cuales es preciso implementar la estrategia. En esta labor, es importante tener en cuenta a diferentes sectores de la población, como por ejemplo organizaciones locales, entidades públicas y privadas, comunidades escolares y miembros de las comunidades campesinas. Asimismo, en la definición de los grupos de trabajo es necesario procurar la participación de personas de diferentes edades, géneros y en dado caso, grupos étnicos.

Una vez convocados los grupos se busca que en el ámbito local se comprenda y valore la utilidad de la Restauración Ecológica. En primer lugar, se debe partir del reconocimiento de las experiencias de los pobladores para determinar los mecanismos adecuados para difundir el tema de la restauración. Por otro lado, la articulación con las entidades oficiales, tiene el objetivo de ampliar la visión de los funcionarios públicos, acerca de los conceptos, las metodologías de investigación y la importancia de apoyar y emprender acciones de Restauración Ecológica en el territorio.

La siguiente fase consiste en el diseño e implementación de proyectos comunitarios que varían de acuerdo con las características y el papel que desempeñan los distintos sectores de la población dentro de la organización de la sociedad rural. Estos proyectos buscan promover el reconocimiento de las capacidades de cada uno de los actores presentes en el territorio, en función de la recuperación de los ecosistemas. Asimismo, impulsan la creación y apropiación de herramientas para emprender acciones de restauración. Por ejemplo, las Juntas de Acción Local (JAL) son las organizaciones representativas de la comunidad veredal y por lo tanto su participación es fundamental para convocar a las familias campesinas. En esta medida, apoyarlas en la creación de herramientas como documentos divulgativos sobre el manejo adecuado de los recursos naturales, puede fomentar procesos organizativos dentro de la comunidad.

La generación de procesos sociales, mediante el desarrollo de proyectos y la promoción de espacios para el intercambio de experiencias, conduce a un alto grado de articulación de los sectores de la población local en torno a la Restauración Ecológica. De esta manera, las comunidades campesinas y las entidades oficiales cuentan con los elementos básicos para ejecutar acciones sólidas y efectivas que garanticen la continuidad de la recuperación de los ecosistemas, en ausencia de los investigadores.

Se puede alcanzar una mayor sensibilización de los grupos sociales frente a la pérdida de los recursos naturales si se integra el tema de la Restauración Ecológica en los programas académicos de los centros educativos, mediante la realización de actividades prácticas e investigativas con los alumnos y los padres de familia.

La creación participativa de materiales que recopilen el Conocimiento Local y las acciones de restauración iniciadas, tales como herbarios, plegables informativos, cartillas y boletines permiten que el proceso de Articulación Social sea divulgado en otros espacios.

Por otra parte, la difusión de técnicas de propagación de especies nativas contribuye a que diferentes miembros de las comunidades estén en capacidad de realizar esta labor en sus fincas y en zonas comunales como bordes de camino, nacimientos de agua, ríos y quebradas.

Fortalecer el conocimiento de los funcionarios públicos acerca del manejo adecuado de los recursos del territorio, puede convertirlos en actores capaces de articular a las comunidades y entidades alrededor del restablecimiento de la vegetación nativa y de otros elementos del ecosistema.

Finalmente, se concluye que los procesos de articulación en torno a la Restauración Ecológica, pueden redundar en beneficio de un manejo adecuado de los recursos en Áreas de Conservación, zonas de amortiguación y cuencas hidrográficas.

VÉASE

CANO, I y N. ZAMUDIO. 2006. Recuperar lo nuestro. Una experiencia de restauración ecológica con participación comunitaria en predios del Embalse de Chisacá, Localidad de Usme. Bogotá, D.C. O. Vargas y Grupo de Restauración Ecológica (editores). Universidad Nacional de Colombia, Acueducto de Bogotá, Jardín Botánico de Bogotá, Departamento Técnico Administrativo de Medio Ambiente.

FASE DE MONITOREO Y CONSOLIDACIÓN



13

PASO 12. EL MONITOREO EN LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA

🌿 Ruth Marina Díaz-Martín, Bióloga
Universidad Nacional de Colombia
rmdiazm@unal.edu.co

Dentro de un proceso de restauración ecológica, el monitoreo consiste en el seguimiento y evaluación continuos de los cambios que experimenta el ecosistema bajo los diferentes tratamientos de restauración aplicados. Este monitoreo constante tiene como objetivo final asegurar el éxito en la restauración ecológica del ecosistema, ya que brinda la información necesaria para evaluar y ajustar las prácticas de restauración, de modo que puedan ser modificadas en cualquier momento; de esta manera, si los resultados obtenidos en los tratamientos aplicados son negativos o indeseables, dichos tratamientos se modifican o detienen; por el contrario, si se obtienen resultados positivos, estos tratamientos se continúan, multiplican, y si es posible, se mejoran (1,2).

Este esquema de monitoreo, que resalta su papel como proceso ayudante, paralelo e interactuante con la restauración del ecosistema, en lugar de un proceso que únicamente se realiza al final de los tratamientos para evaluar si los objetivos se alcanzaron o no, está relacionado con un esquema de restauración ecológica en el que ésta se concibe como un manejo adaptable del ecosistema.

Este enfoque de manejo adaptable, implica la realización de un monitoreo constante hasta el momento en que se considere que el ecosistema ha recuperado su integridad ecológica, momento en el cual no necesitará ninguna acción humana para autosostenerse y automantenerse (5). Bajo este esquema, un programa de monitoreo bien diseñado, verdaderamente actuará como una herramienta para asegurar el éxito de la restauración ecológica, pues garantiza la posibilidad de que el proyecto se adapte a los cambios observados en el ecosistema a lo largo del proyecto de restauración, de modo que se tomen a tiempo las medidas necesarias para alcanzar los objetivos planteados.

En este sentido, es importante tener en cuenta que el éxito de un proceso de restauración ecológica puede verse como un continuo desde el éxito en el establecimiento de los tratamientos iniciales, hasta el éxito en la restauración ecológica del mismo, entendida como la recupe-

ración de las características estructurales y funcionales del ecosistema que aseguran que sea capaz de mantenerse a sí mismo y que pueda recuperarse luego de disturbios naturales de intensidad leve o moderada; de esta manera, se asegura que el proceso de regeneración natural continúe sin asistencia humana (3,7,8).

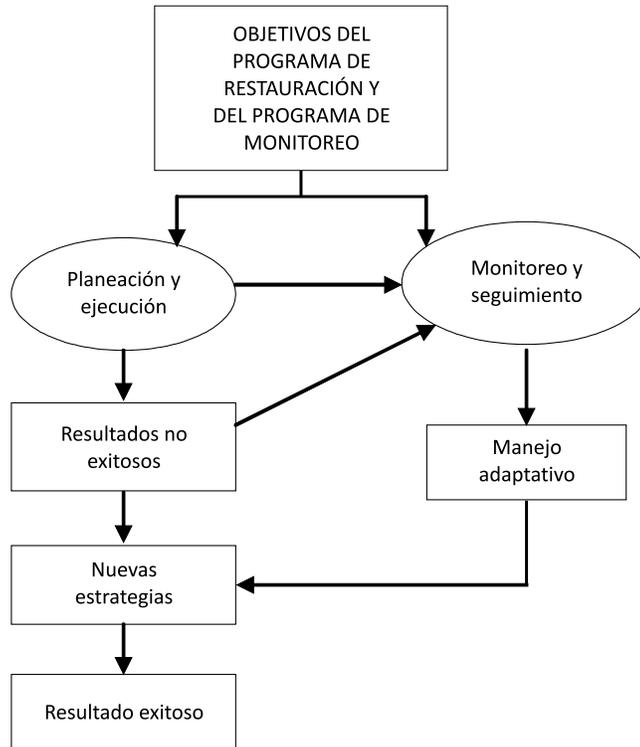


Figura 1. Esquema de desarrollo de un plan efectivo de restauración que involucre el monitoreo.

Bajo este enfoque, para asegurar la restauración del ecosistema, es evidente que el diseño del programa de monitoreo debe realizarse en el mismo momento en el que se plantean los objetivos de la restauración y se planean los tratamientos que serán aplicados. De esta manera, un monitoreo ecológico efectivo se entiende como un proceso que acompaña al proceso de restauración desde el diagnóstico del estado actual del ecosistema, y continúa durante la implementación de los tratamientos y el desarrollo de los mismos, terminando en el momento en que se considera que el ecosistema ha recuperado su integridad ecológica (5).

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

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

Cada uno de estos puntos interactúa y es dependiente de los otros. Así, en el momento de plantear los objetivos de la restauración y del monitoreo, se definen las escalas espaciales y temporales sobre las cuales se va a trabajar, y una vez hecho esto, se seleccionan los parámetros e indicadores a evaluar y se escoge la metodología más adecuada para realizar el seguimiento de los mismos (4).

TIPOS DE MONITOREO EN RESTAURACIÓN ECOLÓGICA

Uno de los puntos importantes a tener en cuenta al diseñar el programa de monitoreo, es que existen dos tipos de monitoreo relevantes en restauración ecológica: el monitoreo de implementación o de corto plazo y el monitoreo de efectividad o de largo plazo (1,9).

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

En el monitoreo de efectividad se busca determinar si se cumplió con el objetivo último de la restauración, mediante análisis realizados a escalas espacio-temporales más grandes. En este monitoreo se evalúa si los principales patrones y procesos ecológicos del ecosistema se recuperaron (9). La información obtenida en este monitoreo, permite además redefinir los objetivos de restauración ecológica y ajustar la estrategia de manejo (4).

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

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

En el momento de definir estas variables, es importante elegir aquellas que cumplan con ciertas características, entre las cuales se destacan las siguientes (1,4,5,9):

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

Dado que la restauración completa del ecosistema implica la recuperación tanto de la estructura como de la función del mismo, es conveniente elegir indicadores que permitan realizar inferencias respecto a estos dos aspectos. Finalmente, es deseable elegir metodologías que permitan evaluar varios indicadores al mismo tiempo.

Un plan restauración debe incluir un plan de monitoreo que contenga entre otras las siguientes características (1,5,6):

- La medida de la recuperación debe estar disponible para ser adaptada ajustada y refinada para futuros planes de restauración, planeación e implementación.
- Los datos monitoreados y los resultados obtenidos deben ser acumulativos y estar disponibles para posibles futuras prácticas de restauración.
- La eficiencia de los datos tomados debe ser maximizada y los costos minimizados para así garantizar un menor esfuerzo de muestreo.
- Durante las fases iniciales del proyecto se deben plantear los criterios de evaluación generando alertas tempranas e informar sobre las decisiones de manejo posteriores.
- El monitoreo debe realizarse a diferentes escalas espaciales y temporales de acuerdo con el proceso que se quiera monitorear. Los monitoreos de pocos años son insuficientes para determinar cuando el ecosistema puede autosostenerse.
- Se deben seleccionar atributos que sean monitoreables, los cuales deben tener datos colectables que faciliten medidas repetidas en el tiempo. Estos pueden involucrar periodos de uno, tres, quince o más años.
- El monitoreo debe ser intensivo, involucrando la época pre y post tratamientos.
- Los protocolos de seguimiento y toma de datos deben ser claramente delineados para que pueda tener continuidad en el tiempo.

LITERATURA CITADA

1. BLOCK, W. M., A. B. FRANKLIN, J. P. WARD, Jr., J. L. GANEY & G. C. WHITE. 2001. Design and implementation of monitoring studies to evaluate the success of ecological restoration on wildlife. *Restoration Ecology* 9 (3): 293-303.
2. BRUNNER, R.D. & T. W. CLARK 1997. A Practice-based Approach to Ecosystem Management. *Conservation Biology* 11: 48-58.
3. CHOI, Y. D. 2004. Theories for ecological restoration in changing environment: Toward 'futuristic' restoration. *Ecological research* 19: 75-81.
4. HERRICK, J. E., G. E. SCHUMAN & A. RANGO. 2006. Monitoring ecological processes for restoration projects. *Journal for Nature Conservation* 14: 161-171.
5. HOLL, K. & J. Cairns. 2002. Monitoring and appraisal. pp. 411-432 En: Perrow M. R. & A. J. Davy (Eds.) Handbook of Ecological Restoration. Cambridge University Press. Cambridge U.K.
6. MACHMER, M., H. PAGE & C. STEEGER. 2002. An effectiveness monitoring plan for NDT4 ecosystem restoration in the East Kootenay Trench. <http://www.for.gov.bc.ca/hfd/library/FIA/2002/FIA2002MR029.pdf>
7. SER Society for Ecological Restoration Science & Policy Working Group 2002. The SER Primer on ecological restoration. www.ser.org/
8. REAY, S. D. & D. A. NORTON. 1999. Assessing the success of restoration plantings in a temperate New Zealand Forest. *Restoration Ecology* 7 (3): 298-308.
9. VARGAS, O. & F. MORA. 2007. La restauración ecológica. pp. 14-32. En: Vargas O. y Grupo de Restauración Ecológica (Eds.). Estrategias para la restauración ecológica del bosque altoandino. El caso de la Reserva Forestal Municipal de Cogua, Cundinamarca. Grupo de Restauración Ecológica, Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Ciencias, Departamento de Biología, Colciencias, Bogotá, Colombia.

🌿 Orlando Vargas, Biólogo
Universidad Nacional de Colombia
jovargasr@unal.edu.co

Un proyecto de restauración se puede considerar exitoso cuando ha cumplido con los objetivos que se propuso. En la medida en que se pueden plantear objetivos de corto y largo plazo, el éxito puede verse como un continuo que va desde los tratamientos iniciales planteados para la superación de las barreras a la restauración, hasta la recuperación de la dinámica y los atributos funcionales del ecosistema, así como de su capacidad de resistencia, resiliencia y estabilidad, de modo que sea autosostenible (1,2,3).

Un ecosistema puede considerarse restaurado cuando contiene suficientes recursos bióticos y abióticos para continuar su desarrollo sin posterior asistencia o subsidio, sosteniéndose a sí mismo tanto estructural como funcionalmente (2). La Sociedad para la Restauración Ecológica ha planteado un conjunto de atributos que sirven como indicadores del éxito de un proceso de restauración ecológica (2).

La evaluación del éxito de la restauración puede realizarse usando tres estrategias diferentes (2). La primera es la comparación directa, en la que algunos parámetros son determinados tanto en el ecosistema de referencia como en el restaurado. El problema de esta aproximación es la definición de que tan parecidos han de ser los valores de los parámetros para que se considere al ecosistema como restaurado. La segunda estrategia es el análisis de atributos, que consiste en la determinación de parámetros que permitan establecer si los criterios definidos han sido alcanzados. La tercera estrategia es el análisis de trayectorias, en la cual se determina el comportamiento de diferentes parámetros en el tiempo para el ecosistema en restauración, con el fin de determinar si muestran una tendencia que conduzca a la consecución de los criterios establecidos.

NUEVE ATRIBUTOS PARA SABER CUANDO LA RESTAURACIÓN HA SIDO REALIZADA (2)

1. El ecosistema restaurado contiene un arreglo característico de especies que ocurren en el ecosistema de referencia y que provee una apropiada estructura de la comunidad.
2. El ecosistema restaurado consiste de especies nativas en la mayoría de su extensión.
3. En el ecosistema deben estar representados todos los grupos funcionales, para garantizar la continuidad del desarrollo y estabilidad del ecosistema restaurado.
4. El ambiente físico del ecosistema restaurado es capaz de garantizar la reproducción de las poblaciones para continuar el desarrollo de la estabilidad.
5. El ecosistema restaurado aparentemente funciona normalmente para sus estados ecológicos de desarrollo.
6. Existe una integración apropiada en una matriz ecológica de paisaje con el cual interactúa a través de flujos bióticos y abióticos.
7. Las potenciales amenazas han sido eliminadas de los alrededores.
8. El ecosistema restaurado es suficientemente resiliente para soportar los períodos normales de estrés.
9. El ecosistema restaurado es autosostenible (cambia pero bajo condiciones normales de estrés y disturbio).

Para consolidar proyectos de restauración ecológica es necesario tener áreas piloto, en las cuales se pueda monitorear a largo plazo el proceso y que sirvan para demostrar a las comunidades locales procesos exitosos.

LA IMPORTANCIA DE TENER ÁREAS PILOTO SE FUNDAMENTA EN LOS SIGUIENTES ASPECTOS:

1. Garantizan la permanencia de procesos que se pueden monitorear a largo plazo.
2. Permiten ajustar trayectorias sucesionales del ecosistema que se pretende restaurar.
3. Consolidan el conocimiento de las especies adecuadas (tasas de crecimiento, estrategias reproductivas).
4. Se ponen a prueba conocimientos en ecología.
5. Facilitan el ensayo de nuevos grupos de especies sucesionales tempranas y tardías dentro del potencial total de regeneración del ecosistema.
6. Se recupera adecuadamente la fauna nativa, principalmente su estructura trófica.
7. Son áreas permanentes de investigación, educación y divulgación para la conservación y restauración de ecosistemas.
8. Generan conocimientos aplicables a otras áreas del mismo ecosistema y a otros tipos de ecosistemas.
9. Permiten que las comunidades locales (niños y niñas, jóvenes y adultos) tengan una participación permanente en los programas de restauración.
10. Permiten que los funcionarios locales tengan una actividad en todas las fases de los proyectos de restauración.
11. Centralizan esfuerzos de instituciones de orden nacional, regional y local y consolida grupos de investigación de instituciones académicas.

LITERATURA CITADA

1. REAY, S. & NORTON, D. 1999. Assessing the Success of Restoration Planting in a Temperate New Zealand Forest. *Restoration Ecology* 7: 298-308.
2. SER. Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group. 2004. The SER International Primer on Ecological Restoration. www.ser.org & Tucson: Society for Ecological Restoration International.
3. VARGAS O. y F. MORA 2007. La restauración ecológica. Su contexto, definiciones y dimensiones. Pp. 14-32. En: O. Vargas (ed). Estrategias para la restauración ecológica del bosque altoandino. Universidad Nacional de Colombia – Colciencias.

TERCERA PARTE

ESTUDIO DE CASO EN LOS ALREDEDORES DEL EMBALSE DE CHISACÁ

✦ Orlando Vargas, Adriana Díaz, Ingreet Cano, Angélica Cardona, Samanta Corredor, Ruth Díaz, Julián Díaz, Yisela Figueroa, Olga León, Juanita Mora, Nubia Orozco, Ledy Trujillo, Luisa Pinzón, Natalia Rodríguez, Andrea Sánchez, Patricia Velasco, Glencora Wolffhugel, Angela Zabaleta
Grupo de Restauración Ecológica
greunal@gmail.com

DEFINICIÓN DE ESCALAS

Para la Restauración Ecológica en los alrededores del embalse de Chisacá se definieron 3 escalas espaciales: regional, local y de parcela que se abordaron a través de estudios diagnósticos y experimentales (Figura 1).

Dentro de los estudios diagnósticos, a escala regional se evaluó el estado del paisaje, tomando como base la composición, estructura y aspectos de la dinámica regional de la vegetación.

En la escala local se diagnosticó el estado de los mecanismos de regeneración del ecosistema, en áreas de potrero, plantaciones forestales, parches de *Ulex europaeus* o matorrales con especies nativas. Se evaluó la lluvia de semillas, el banco de semillas, el banco de retoños y la predación de semillas pos-dispersión; igualmente se realizó una caracterización física, química y biótica del suelo (artropofauna y micorrizas) y por último se diagnosticó el estado actual de la invasión de *Ulex europaeus* a través del estudio de sus bancos de semilla en diferentes tamaños de parches.

A escala de parcela se realizaron experimentos dirigidos a encontrar estrategias viables para iniciar núcleos de regeneración en áreas de potrero y/o plantaciones forestales, con este fin se hicieron disturbios en el suelo, claros de vegetación, siembras con especies nativas y la adición de perchas para aves; además se evaluó en las zonas invadidas por *Ulex europaeus* diferentes estrategias para controlar esta especie invasora. Finalmente se realizaron, con dos especies nativas de importancia para la restauración ecológica, ensayos de propagación y micorrización en invernadero.

La escala social presentó igualmente una fase diagnóstica, en este caso de la comunidad campesina, en dónde se evaluó la forma en la que perciben la región y los recursos naturales. En la fase aplicada se trabajó con diferentes comunidades (escolar, adultos campesinos y guardabosques) y con ellos se abarcó las temáticas principales de los estudios diagnósticos y experimentales desarrollados en el proyecto de Restauración Ecológica de la zona, en esta parte

fue importante la interacción de los diversos actores de la comunidad con los miembros del Grupo de Restauración Ecológica de la Universidad Nacional.

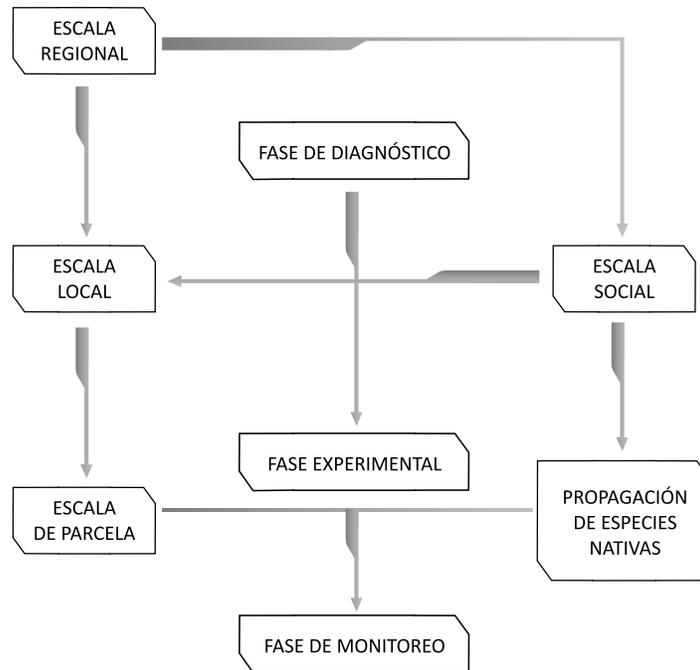


Figura 1. Escalas y fases del proyecto.

ESTUDIOS DIAGNÓSTICOS

I. ESCALA REGIONAL

Análisis de la vegetación

Dentro de los estudios diagnósticos, a escala regional se evaluó: el estado general del paisaje, los tipos de vegetación, las especies presentes, la dinámica de la vegetación y los grupos funcionales de especies predominantes en cada tipo de vegetación, así como la identificación de especies con potencial para experimentos de restauración (1).

Participación comunitaria en la restauración ecológica

Fase diagnóstica

La fase de diagnóstico del conocimiento local se realizó a través de la observación participante y cartografía social. La primera es un método de investigación antropológico que consiste en el acompañamiento a las comunidades en su vida cotidiana, se usó para facilitar el establecimiento de relaciones con las familias campesinas y la comprensión de sus prácticas y maneras de concebir el manejo de los recursos. En la segunda, herramienta para la construcción social de conocimiento sobre la realidad de un territorio, se recopiló información sobre los procesos históricos y de uso del suelo en la región. Adicionalmente, se buscó ampliar la información recopilada a través de Conversatorios. Finalmente para dar a conocer el trabajo adelantado por el Grupo de Restauración Ecológica (GRE) se realizaron Recorridos Territoriales por los sitios de investigación. En estos Recorridos, la

interacción entre investigadores y miembros de la comunidad ayudó a una mejor comprensión del objetivo de los montajes experimentales y sirvió como incentivo para la participación comunitaria en la Restauración Ecológica (1).

Trabajo comunitario

En la siguiente fase de trabajo con la población local de los alrededores del embalse de Chisacá se implementó la estrategia de Restauración Ecológica con Participación Comunitaria, cuyo objetivo principal fue la generación de procesos sociales, a través de los cuales los participantes fortalecieron sus conocimientos y asumieron acciones colectivas en torno a la Restauración Ecológica.

Mediante el proyecto “Explorar los elementos del paisaje”, los estudiantes de básica primaria, elaboraron dos herbarios con especies presentes en sus veredas en dónde se recopiló información acerca de los usos tradicionales de las mismas: las investigadoras aportaron sus conocimientos a través de actividades pedagógicas en las cuales los estudiantes y padres de familia complementaron la información consignada en los herbarios y afianzaron sus conocimientos. Igualmente, se realizaron prácticas para diagnosticar el estado de la edafofauna y la lluvia de semillas; a través de la observación de artrópodos y hongos micorrícicos, los grupos escolares comprendieron la importancia de la calidad del suelo y su componente biótico en la recuperación de la vegetación nativa. También se implementaron estrategias para la recuperación de la vegetación nativa en zonas de potrero; el montaje de parcelas experimentales sirvió para diagnosticar las barreras a la germinación y establecimiento de plántulas en las zonas de potrero ubicadas en el espacio escolar.

Por su parte, los jóvenes participaron en el proceso de articulación a través del proyecto “Reconocer y transformar el espacio escolar”, cuyo principal objetivo era el desarrollo de pequeñas prácticas de Restauración Ecológica. Los aportes de las investigaciones sobre la formación de núcleos de regeneración vegetal, las características del banco de semillas del retamo espinoso y la dispersión de semillas fueron de gran importancia para el desarrollo de los experimentos. De esta manera los estudiantes asumieron sus propias investigaciones y comprendieron que pueden emplear sus capacidades para convertirse en sujetos activos de la restauración.

De igual manera, los guardabosques, como representantes de la EAAB, participaron en el proceso de Articulación Comunitaria a través del proyecto “Manejo de especies exóticas”. Teniendo en cuenta que su función dentro del territorio consiste en velar por el buen manejo de los recursos, se emprendió la creación de dos nuevas herramientas de trabajo: un plegable divulgativo sobre las características y métodos de control del retamo espinoso y el desarrollo de un experimento para evaluar el crecimiento de plantas nativas en zonas de pino. En este proceso, los Guardabosques se apoyaron en los resultados de los estudios acerca de la combinación de métodos de control del retamo espinoso y de los experimentos para reemplazar las plantaciones de pino por plantas nativas. A través de la creación de estas herramientas, los Guardabosques valoraron el papel que cumplen en la región y comprendieron la labor educativa que pueden desempeñar en el territorio, con relación a la recuperación de la vegetación nativa. Asimismo, reconocieron las posibilidades de generar canales de comunicación entre la EAAB y la comunidad, de tal modo que el restablecimiento integral de los ecosistemas sea una labor colectiva.

Finalmente, en el proceso de articulación de las familias campesinas, se enfatizó en la capacidad que ellas tienen para conservar el agua, los suelos, las plantas nativas y otros elementos de los ecosistemas a través del proyecto “Propagación de Especies Nativas”. Las investigaciones sobre el uso de micorrizas en la germinación de plantas nativas, y la propagación vegetativa de algunas especies pioneras, complementaron los conocimientos locales. Con este proyecto, los participantes valoraron la importancia de mantener una fuente constante de propágulos para las acciones de restauración que ellos emprendan.

En síntesis, durante la aplicación de la estrategia de Articulación Comunitaria los diferentes grupos asumieron la realización de los proyectos. Los herbarios veredales, el plegable divulgativo, las prácticas experimentales y la propagación de especies nativas fueron apropiados como herramientas útiles en la conservación y recuperación de la diversidad biológica y cultural del territorio. Asimismo, los diálogos de saberes establecidos entre la comunidad y el GRE fortalecieron la articulación y fomentaron la integración del tema de la Restauración Ecológica a la vida cotidiana en el espacio rural. En este sentido, puede

concluirse que los procesos sociales generados sentaron las bases para que los miembros de las comunidades locales emprendan acciones de restauración por iniciativa propia. A partir del trabajo comunitario emprendido, se afirma que en el desarrollo de procesos de Restauración Ecológica es imprescindible la participación de los distintos sectores de población que conforman un territorio. En esta medida, existen mayores garantías para la continuidad de la recuperación de los ecosistemas en el mediano y largo plazo (1).

Lluvia de semillas

En áreas de potrero, matorral, plantación de *Pinus patula* y parches de *Ulex europaeus* se establecieron dos parcelas de 20x30m, separadas por una distancia mínima de 100m. Dentro de cada una, se ubicaron aleatoriamente 11 trampas de semillas, para un total de 22 trampas por tipo de vegetación. El montaje de las trampas se realizó entre el 27 de julio y el 5 de agosto de 2005 (1).

Las trampas utilizadas tenían una altura de 1m y un área de 1m², con una estructura conformada por 4 conos invertidos hechos de tela, sostenidos por un marco de pita y 4 postes de madera, adicionalmente se rodearon con plásticos de invernadero para minimizar la acción del viento.

Se recolectaron las semillas mensualmente durante un período de 6 meses, de modo que se incluye época seca y época de lluvias. En el laboratorio, las semillas se separaron por morfotipos, y se contó el número de semillas de cada uno. Se identificó hasta especie, hasta donde fue posible, y para cada especie se anotó el síndrome de dispersión. En el caso de las semillas pertenecientes a especies de Ericaceae, se tomaron en conjunto sin diferenciarlas.

Entre agosto y octubre de 2005 se encontraron en total 13910 semillas en los cuatro tipos de vegetación; siendo los parches de *Ulex europaeus* y las zonas de matorral de vegetación nativa los lugares con mayor densidad de semillas (5578, equivalentes a 253.5 semillas/m² y 5468, equivalentes a 248.5 semillas/m², respectivamente). En cuanto a riqueza, la zona de matorrales presentó el mayor número de especies (105) y la zona de potreros el menor (45). No obstante, en cuanto a diversidad, la zona de potreros presentó el valor más alto de acuerdo con el índice de Shannon (H=2.274). En los matorrales y plantaciones de pinos, la lluvia de semillas se caracterizó por la alta abundancia de especies zoócoras (*Miconia* spp y *Ericaceae* spp), en los potreros predominan las especies anemócoras y en los parches de retamo la lluvia de semillas se encuentra dominada por las semillas del mismo retamo espinoso, las cuales acumulan el 84,7% del total (1).

Evaluación de especies claves para la restauración ecológica

Se evaluaron las especies leñosas nativas presentes en: a) parches de bosques nativos, b) matorrales en sucesión secundaria, c) claros presentes en una plantación de *Pinus patula*, d) el corredor ripario potrerizado y d) matorrales bajos. Simultáneamente, se seleccionaron los rasgos de historia de vida (RHV) a partir de recomendaciones de diferentes trabajos (1).

Con la lista de RHV seleccionados, se efectuó la calificación de las especies, otorgando un puntaje para cada uno de los caracteres. Las cinco especies con mayor puntaje final en la plantación de pinos y corredor ripario potrerizado se consideraron como las más importantes para la restauración de estos ambientes.

Se evaluaron los siguientes RHV en zonas de potrero y plantaciones de *P. patula*: 1) Frecuencia, 2) modo de crecimiento, 3) tolerancia a luz, 4) sociabilidad con individuos de la misma especie, 3) asociación con otras especies, 4) hábito, 5) altura, 6) cobertura de la copa, 7) densidad de la copa, 8) tipo de polinización, 9) tipo de dispersión, 10) banco de plántulas, 11) capacidad de retoñar, 12) producción relativa de hojarasca, 13) tipo de hoja, 14) área foliar específica, 15) contenido de materia seca foliar, 16) relación peso fresco/peso seco foliar, 17) nivel de ataque fitopatológico, 18) capacidad de asociación con micorrizas.

De las 23 especies evaluadas en la zona de pinos y las 21 del corredor ripario potrerizado se recomiendan como claves para la restauración de la primera las especies *Hesperomeles goudotiana*, *Vallea stipularis*, *Symplocos theiformis*, *Holodiscus argenteus*, y *Myrcianthes leucoxyla* y para la segunda se recomiendan *Hesperomeles goudotiana*, *Brugmansia sanguinea*, *Myrcianthes leucoxyla*, *Berberis goudotii* y *Vallea stipularis*.

II. ESCALA LOCAL

Caracterización biótica del suelo

Artrópofauna del suelo

Se estudió la composición, riqueza, diversidad, abundancia y biomasa de las comunidades de artrópodos del suelo en vegetación secundaria introducida: pastizales, plantaciones de especies exóticas, parches de retamo (*Ulex europaeus*); y vegetación secundaria nativa: matorrales mixtos de vegetación de subpáramo. Se utilizó trampas de caída (pitfall) en dos periodos hídricos, embudos Berlese-Tullgren y colecta manual para la captura de los organismos. Se estimaron índices y aplicaron fórmulas para calcular los parámetros estudiados mediante herramientas informáticas. La comunidad de mayor diversidad, riqueza y número de grupos exclusivos fue la de matorrales mixtos. Se encontró mayor similitud entre las comunidades de pastizales y plantaciones de exóticas, y el grupo más representativo en abundancia y biomasa fue Diptera. Comparando la estructura trófica de las comunidades se observó variaciones en la riqueza, abundancia y biomasa de los grupos tróficos; así por ejemplo, los fitófagos predominan en pastizales, mientras que la abundancia y biomasa de predadores, saprófagos y detritívoros se incrementa en zonas con mayor complejidad estructural del hábitat; precisamente, estos cambios se deben a los efectos de los disturbios antrópicos en el área, que alteraron y reemplazaron el bosque altoandino y la artrópofauna nativa (1).

Diagnóstico del estado de los mecanismos de regeneración de la vegetación

Banco de semillas germinable

Se seleccionaron dos sitios de muestreo por cada uno de los tipos de vegetación (pastizal, plantación forestal y matorral). En cada uno de estos sitios se delimitaron parcelas de 25 x 25 m de lado, en los puntos de intersección de celdas de 5x5m se localizaron 3 subunidades muestrales. El suelo se recolectó con un cilindro metálico de 10 cm de diámetro por 10 cm de altura, de manera tal que se recolectaron 2356 cm³ por cada punto de muestreo. El volumen de suelo extraído se dispuso en bandejas de icopor, dentro de cada bandeja se utilizó un sustrato de 2 cm de arena lavada de río, sobre la cual se dispuso el suelo, en una capa no mayor a 1 cm, para facilitar la germinación de las semillas allí contenidas. Se colocó tela tipo velo para evitar la contaminación del ensayo por dispersión de semillas a través del viento, y se adicionaron bandejas de control, de esta manera las especies germinadas dentro de las bandejas de control se tomaron como provenientes de la lluvia de semillas y no se tuvieron en cuenta dentro de la composición del BSG (1).

Quincenalmente se registraron y marcaron las plántulas según la fecha de germinación, una vez desarrollaron sus protófilos se clasificaron en morfoespecies y a medida que crecieron se determinaron a familia, género y especie.

Se encontraron en total 18 morfoespecies con 546 individuos y dos tipos de pastos con 642 individuos, provenientes de las muestras de suelo de los tres tipos de vegetación estudiados. La morfoespecie “pasto 1” es la más abundante, germinó en las muestras de suelo de los tres tipos de vegetación estudiados, su mayor abundancia se registró en el suelo de la plantación y el pastizal. La morfoespecie 17, que empezó a germinar a partir del tercer mes, es la segunda más abundante y se presenta en los tipos de vegetación de plantación y el matorral.

El BSG del matorral presentó el mayor número de morfoespecies (15) seguido del pastizal (11) y la plantación (8), en contraste, el suelo proveniente de la plantación presentó el mayor número de individuos germinados (799), aunque principalmente por la presencia de la morfoespecie pasto 1, y le sigue en orden descendente el pastizal (248) y el matorral (166).

Predación de semillas

Se evaluaron las tasas de predación de semillas de siete especies: *Lupinus bogotensis* y *Lupinus sp.* (Fabaceae), *Hesperomeles goudotiana* (Rosaceae), *Phytolacca bogotensis* (Phytolaccaceae), *Solanum oblongifolium* (Solanaceae), *Vallea stipularis* (Elaeo-

carpaceae) y *Salpicbroa tristis* (Solanaceae) en tres hábitats (corredor ripario-potrerizado, plantación de *Cupresus lusitanica* y matorral), en dos meses diferentes (octubre/2005, marzo/2006) y sobre diferentes sustratos (arena, suelo con vegetación y suelo sin vegetación), en sectores aledaños al Embalse de Chisacá. Esto, esperando encontrar que las variables evaluadas tuvieran un efecto significativo sobre la predación de las especies, y a partir de estos resultados, definir cuáles son potencialmente utilizables en estrategias aplicadas a la restauración ecológica (1).

En cada hábitat se montaron 54 parcelas de 60 x 60 cm, 18 por cada tipo de sustrato, y dentro de estas, tres parcelas por especie. Las semillas se colocaron en grupos monoespecíficos para facilitar su posterior conteo. En el segundo ensayo (marzo), la especie *Lupinus bogotensis*, fue remplazada por otra especie del mismo género, debido a valores muy bajos de predación mostrados en octubre de 2005 por esta especie. En ambos ensayos, el procedimiento fue contar las semillas remanentes en cada parcela los días 1, 2, 3, 5, 6, 9, 11, 13 y 19, tomando como día cero el correspondiente al montaje. Para cada ensayo los datos se registraron tomando la proporción de semillas removidas o desaparecidas al final del ensayo (19 días) a partir del número inicial en cada parcela, asumiendo la desaparición como predación. Los resultados se analizaron usando un diseño factorial 3 x 3 x 6, de 3 factores, 54 tratamientos y tres réplicas por tratamiento. De esta manera se examinó la respuesta de las tasas de predación de semillas al efecto de la especie, el hábitat y el sustrato, así como al efecto de las posibles combinaciones entre estas variables. También se evaluaron y compararon las tasas de predación de las semillas a lo largo del estudio.

De manera general, los resultados evidenciaron un porcentaje total de predación mayor en el primer ensayo (época lluviosa), que en el segundo (época seca): 52 y 39 % respectivamente. En ambos ensayos se encontró un efecto significativo de la especie sobre la predación, siendo las semillas de *V. stipularis*, *S. tristis* y *P. bogotensis* las más predadas tanto en octubre como en marzo, mientras que las otras especies evaluadas exhibieron porcentajes de predación inferiores al valor promedio total. Se pudo observar en los resultados de los dos ensayos una correlación entre el peso y longitud de las semillas, ya que fueron las semillas más pequeñas y livianas las que mostraron un mayor riesgo de predación. El tipo de hábitat y el sustrato también mostraron un efecto significativo tanto en la proporción final de semillas predadas como en la variación en las tasas de predación, y la magnitud de este efecto varía entre los dos ensayos, por ejemplo, mientras que en el primero el efecto más relevante sobre la predación lo tiene la especie, en el segundo lo tiene el hábitat, lo que indica que el efecto del tiempo sobre la predación es importante. A partir de estos resultados, se puede proyectar a *Lupinus bogotensis*, *Lupinus sp.*, *Hesperomeles goudotiana* y *Solanum oblongifolium*, como especies claves para ser utilizadas en las estrategias de restauración aplicadas en el embalse de Chisacá debido a sus bajos niveles de predación post-dispersión. A su vez dado la variación de los niveles de predación en ecosistemas de diferente complejidad estructural, su evaluación funciona como una herramienta para el diagnóstico de la evolución de los procesos de sucesión inherentes a las diferentes estrategias de restauración ecológica implementadas en el sector (1).

III. ESCALA DE PARCELA

Estudios Experimentales

Plantaciones de pinos

Efecto de diferentes densidades de clareo

El estudio se llevó a cabo en una plantación de pino de aproximadamente 25 años de establecida; con árboles de 12 a 15 metros de altura y cuya siembra es alrededor de 2 metros entre cada árbol; allí se evaluaron, en parcelas de 10m x 10m, los efectos de la creación de claros experimentales con diferentes densidades de tala (0, 50, 75 y 100% en) sobre los patrones iniciales de sucesión vegetal, en dichas plantaciones. Cada tratamiento tuvo tres réplicas, conformando un total de 12 parcelas. Además se estimó, como efecto adicional, la remoción de acículas del suelo en las plantaciones, de forma que se dividieron todas las parcelas de aclareo en dos partes iguales: en una mitad se realizó la remoción total de las acículas, en la otra mitad no se removieron.

En cada parcela se evaluó mensualmente la composición, la cobertura como porcentaje y el desarrollo fenológico de las especies que se implantaban. Este monitoreo se realizó empleando cuadrantes de 50x50 cm, 15 para la zona de la parcela con acículas y 15 en la zona sin acículas (1).

Se encontraron un total de 28 especies, 21 de plantas vasculares distribuidas en 15 familias y 19 géneros y 7 de plantas no vasculares repartidas en 7 familias y 7 géneros. Las especies dominantes en la regeneración natural fueron: *Holcus lanatus*, *Sematophyllum* sp., *Thuidium* sp., *Brassica rapa*. L., *Polygonum* sp., y *Phytolacca bogotensis*. Además, se encontró que para suelo con acículas, las especies *Spergula arvensis*, *Nimphogeton* sp. y *Gamochoaeta* sp., se encuentran casi exclusivamente en parcelas con tala completa. Para el suelo sin acículas, *Vallea stipularis* es exclusiva para parcelas con tala completa y *Peperomia rotundata* y *Mnium* sp., por el contrario, no se encuentran en las parcelas con tala de 100%.

En el tratamiento con 0% de aclareo se establecieron principalmente briófitos y gramíneas, en contraste a 50 y 75% se observa un crecimiento moderado de otras especies. Sin embargo, sólo con la tala del 100% se encuentra el mejor establecimiento de las especies.

Disturbios experimentales y siembra de especies nativas

En una plantación de *Pinus patula* se evaluó el efecto de la apertura de claros, la aplicación de enmiendas y la plantación de árboles nativos sobre las características físico – químicas del suelo, la regeneración natural y el establecimiento de la vegetación nativa. Con este fin, se realizó la apertura de tres claros (réplicas) de 35 x 45 m en los cuales se retiraron las acículas, ramas y troncos; posteriormente dentro de 20 parcelas experimentales de 5 x 5 m ubicadas en cada uno de los claros se aplicaron enmiendas orgánicas (humus, ceniza de acículas) y químicas (NPK); adicionalmente se plantaron por parejas árboles nativos así: *Hesperomeles goudotiana* - *Myrcianthes leucoxylla*, *Smalanthus pyramidalis* - *Weinmannia tomentosa*, *Myrica pubescens* - *Oreopanax floribundum*, y *Baccharis latifolia* - *Vallea stipularis*, acompañados de *Lupinus bogotensis*, un arbusto fijador de nitrógeno. Se registró mensualmente la regeneración natural en cada una de las parcelas por el método de línea intercepto, y a los árboles plantados se les evaluó el crecimiento en altura, cobertura, número de ramas y estado fitosanitario; esto con el fin de determinar el efecto de las enmiendas y las condiciones ambientales sobre la vegetación. Por otro lado, se realizaron análisis de suelos antes del montaje del experimento y 10 meses después con el fin de observar cambios en las características físicas y químicas (1).

Las especies que mejor se desarrollaron dentro de las parcelas experimentales, teniendo en cuenta las tasas de crecimiento, el porcentaje de cobertura y el porcentaje de mortalidad, son en su orden: *B. latifolia*, *V. stipularis*, *M. leucoxylla*, *S. pyramidalis*, *H. goudotiana*, *M. pubescens*, *O. bogotensis* y por último *W. tomentosa*. La aplicación de enmiendas (humus, NPK, ceniza de acículas y control-sin aplicación de enmienda) muestra pequeñas ventajas sobre el crecimiento y desarrollo de algunas especies, así, la aplicación de NPK favorece el crecimiento de *B. latifolia*, *V. stipularis* y *S. pyramidalis*; la aplicación de humus favorece a *H. goudotiana* y no aplicar enmienda muestra beneficios para *M. leucoxylla*.

La regeneración natural dentro de las parcelas experimentales muestra un aumento en la diversidad y riqueza, ya que al iniciar el trabajo de investigación se colectaron 19 especies especies bajo la plantación de pinos y finalizando el experimento se encuentran hasta 34 especies en las parcelas experimentales, sin embargo, la dominancia de unas pocas es amplia, entre las que se cuentan: *Anthoxanthum odoratum*, *Digitalis purpurea*, *Phytolacca bogotensis*, *Rumex acetosella*, *Verónica* sp., *Polygonum* sp., entre otras.

La invasión de *Ulex europaeus*

Bancos de semillas

Se evaluó, el banco de semillas germinable *in situ* en seis parches de *Ulex europaeus* con diferentes tamaños y se cuantificaron las plántulas que aparecieron entre los meses de octubre y marzo, desde el interior (sector centro) hacia fuera de los mismos

(haciendo divisiones por sectores llamados intermedio, borde y postborde). Los seis parches se clasificaron de acuerdo a su área como: grandes (722,6 m² y 1077 m²); medianos (233,5 m² y 284,6 m²) y pequeños (9,4 m² y 18,8 m²). La distribución horizontal del banco de semillas se hizo con la eliminación del 100% de las plantas madre sin sacar sus raíces y se colocaron parcelas de 1m² desde adentro hacia fuera de cada matorral a lo largo y ancho de los mismos. En cuanto a la distribución vertical del banco de semillas, bajo condiciones de invernadero, se tomaron porciones de suelo de 20 cm² y 15 cm de profundidad, subdivididas en los siguientes estratos: hojarasca, 0-2 cm, 2-5 cm, 5-10 cm y 10-15 cm y se evaluó el número de plántulas geminadas (1).

Se recogieron muestras de suelo en la mitad de los parches, para determinar en el invernadero el número de semillas viable desde la capa de hojarasca hasta 15 cm de profundidad. Las observaciones realizadas *in situ* y en el invernadero, se hicieron de manera periódica cada 15 días; sin embargo, para que la expresión en el invernadero ocurriera rápido se extrajeron las semillas del suelo y se sumergieron en agua hirviendo por un minuto, mientras que en campo con la tala fue suficiente.

Los resultados indicaron que el banco de semillas germinable *in situ*, es heterogéneo en parches grandes y medianos (área de los parches desde 233 m² - 1077 m²), pues la abundancia de las plántulas fue mas dispersa conforme aumentaba su tamaño (o los micrositios del sector llamado intermedio), pero en parches pequeños los micrositios importantes eran los del sector centro. Se encontró que la profundidad efectiva de los bancos de semilla fue en 2-5 cm tanto para el parche grande como para el parche mediano; mientras que en el parche pequeño fue de 0-2 cm. De acuerdo con esto, es posible relacionar los bancos de semillas con el tiempo de dispersión y/o dormancia de parches de diferentes tamaños ya que la germinación masiva y superficial de los parches pequeños (18,8 m²) fue comparable en magnitud con algunos de los parches medianos y grandes.

Experimentos para su control

Se diseñó una combinación de tratamientos que, sin el uso de químicos, fuera efectiva para controlar las fases tempranas de la invasión del retamo espinoso. Se evaluó si el uso del sombreado es adecuado para controlar las plántulas del retamo y cuál es el efecto de remociones sucesivas en poblaciones de retamo con y sin sombreado. El montaje se realizó demarcando una parcela experimental de 20 x 30 m, donde se procedió a la remoción del retamo existente. Se realizó una remoción con machete, la quema controlada de la biomasa resultante y el arado del terreno para eliminar los tallos y raíces que seguían en el suelo. Dentro de la parcela, se marcaron 8 cuadrantes experimentales, asignados aleatoriamente al grupo testigo o al grupo sometido a la sombra con plástico de polisombra de 80% de densidad. El tamaño poblacional del retamo espinoso fue seguido semanalmente hasta el día 45, sin efectuar remociones, y luego trimestralmente (días 91, 182, 273). Los muestreos trimestrales fueron acompañados por una remoción selectiva del retamo en cada cuadrante, sin eliminar las especies diferentes a la invasora. En cada remoción se midió la biomasa total producida por cuadrante y se calculó el peso promedio de las plántulas (1).

Durante la primera fase de trabajo, se encontró una tendencia de los cuadrantes sombreados a presentar menores tamaños poblacionales de retamo que los testigos. Hasta el día 25, la germinación promedio en ambos tipos de cuadrante fue igual, corroborando que la germinación no se ve afectada por la disponibilidad de luz. Después de ese día, se observó que la población de retamo en los cuadrantes testigos aumentó hasta cuatro veces la de los cuadrantes con sombra. El análisis de medidas repetidas realizado dio como resultado que esta diferencia no es significativa, probablemente debido a la homogeneidad observada hasta el día 25. Es interesante anotar que la polisombra mejoró las condiciones para las plantas nativas y que la competencia por parte de éstas puede ser importante para explicar los resultados observados.

En cuanto a las remociones trimestrales, se encontró que los pulsos de germinación dependen, en gran medida, de las condiciones climáticas del trimestre en que se desarrolle la recolonización y que nueve meses no son suficientes para saber si existe un patrón de agotamiento del banco de semillas. Sin embargo, las remociones sucesivas son altamente recomendadas puesto que la remoción manual de la planta es considerablemente más fácil cuando ésta tiene tres meses o menos de edad. Plántulas de mayor edad deben ser removidas con medios mecánicos y su remoción desde la raíz es muy difícil.

Otro resultado importante del proyecto se relaciona con los disturbios iniciales realizados. La combinación de remoción manual, quema y arado fue altamente efectiva contra los rebrotes vegetativos, uno de los factores que mayor competitividad

dan a la especie. Este efecto se atribuyó principalmente al arado, que realizado en terrenos con pendientes bajas es un buen tratamiento para retrasar la reinfestación de los terrenos. En todo caso, es necesario recalcar que el control de este tipo de especies requiere de disturbios sucesivos y de trabajo constante para obtener resultados positivos a largo plazo (1).

Potreros

Siembra de cuatro especies nativas en el borde ripario

Durante ocho meses se realizó el seguimiento a 1108 plantas pertenecientes a las especies *Alnus acuminata* (Betulaceae), *Baccharis latifolia* (Asteraceae), *Vallea stipularis* (Elaeocarpaceae) y *Xylosma spiculifera* (Flacourtiaceae) sembradas en 38 parcelas establecidas en la zona riparia del Río Chisacá, en cercanías del embalse de Chisacá. Cada una de las especies se sembró a dos densidades diferentes en parcelas de 10 x 10m: 25 individuos/parcela (un individuo cada 2 m) y 9 individuos/parcela (un individuo cada 4 m) Igualmente se sembraron en parcelas de 10 x 20 m se individuos de las cuatro especies (parcelas multiespecíficas). Entre los meses de diciembre y enero, ocurrieron fuertes heladas que causaron la pérdida de gran parte de la biomasa aérea de las plantas, después de esto la mayoría de los individuos rebrotaron (1).

En términos generales la tasa de crecimiento de las 4 especies presenta el mismo patrón de variación temporal: la primera gran disminución ocurrió entre enero y febrero por el efecto de las heladas; los menores valores de TCR son para los individuos de *B. latifolia*, le siguen en orden *V. stipularis*, *A. acuminata* y *X. spiculifera*. Al comenzar la época de lluvia, todas las especies presentaron rebrotes, con lo cual aumentó el promedio de su tasa de crecimiento. No obstante, la llegada de las lluvias trae consigo un nuevo problema: el aumento de los herbívoros (gasterópodos, principalmente) y microorganismos potencialmente patógenos que afectan negativamente a las plantas, así como, la competencia de hierbas invasoras (*Rumex acetosella*, *Taraxacum officinale*) y diferentes especies de pastos. Además en la mitad del mes de mayo se presentó una helada atípica que afectó los rebrotes de las plantas que habían sobrevivido.

La alta mortalidad y las bajas tasas de crecimiento de los individuos en éste experimento, lleva a pensar en algunas estrategias para mejorar la supervivencia y optimizar los resultados de los esfuerzos de restauración en los pastizales de la zona, en efecto realizar la siembra de los individuos al inicio de la temporada de lluvias y después de que se presentan las heladas más graves, permitiría que las plantas tuvieran un mayor tiempo de adaptabilidad antes del disturbio. Adicionalmente, se debería remover las especies de pastos y otras especies que cubren el estrato herbáceo como *Taraxacum officinale* y *Rumex acetosella*, con el fin de reducir la competencia que generan, y en consecuencia la presencia de babosas y otros herbívoros que proliferan en la temporada húmeda también podrían verse reducidos. Finalmente la instalación de de barreras contra la radiación solar (polisombra) puede ser necesaria especialmente al comienzo de la siembra (1).

Combinación de disturbios y siembras experimentales

Se establecieron parcelas de 2 m x 2m de lado, en áreas de potreros en los alrededores del embalse de Chisacá. En éstas se realizaron disturbios experimentales que incluyeron tres tratamientos. En el tratamiento 1 (T1) se eliminó la biomasa aérea sin remoción del suelo, el tratamiento 2 (T2) presentó levantamiento de la biomasa aérea y subterránea con remoción del suelo y el tratamiento control (TC) no presentó disturbio experimental, el área efectiva de la fue de 1m x 1m de lado. Cada tratamiento se replicó en 16 parcelas, lo que suma 48 parcelas a evaluar para los tres tratamientos. Además se buscó combinar el desarrollo de disturbios con la siembra de tres especies nativas: *Phytolacca bogotensis*, *Baccharis latifolia* y *Escallonia myrtiloides*. En todas las parcelas, con y sin siembra, se evaluó la regeneración, y en las parcelas con siembra se registró el desarrollo de las especies. Con el fin de reducir las condiciones drásticas del potrero y asegurar la sobrevivencia de las plántulas, se utilizó malla de polisombra al 60%, la cual fue sobrepuesta en la parcela de 2m*2m, a un metro de altura y sostenida con estacas de ésta altura en cada extremo de la parcela. Adicionalmente se evaluaron al interior de las parcelas la temperatura y la humedad relativa con un termohigrómetro y la intensidad lumínica con un luxímetro (1).

El desarrollo de las especies sembradas fue favorable hasta el mes de diciembre, en cuanto a su altura, cobertura y regeneración vegetativa, siendo *B. latifolia* la especie con un mejor desempeño. No obstante, la helada presente a finales del mes de diciembre y en el mes de enero, fue un factor decisivo en la sobrevivencia de algunas especies sembradas, aunque para otras solamente fue un factor que detuvo un poco su desarrollo, como es el caso de *E. myrtilloides*., en contraste, *P. bogotensis* fue la especie más afectada. lo cual pudo deberse entre otras cosas a su altura, ya que las demás especies que habían alcanzado una mayor altura, pudieron verse beneficiadas a alcanzar mayor protección de sus hojas por la polisombra que está sobre cada una de las parcelas.

El tratamiento que mas estimula la regeneración de las especies en las parcelas experimentales, son donde sólo se quito la biomasa aérea, y en parcelas con mayor entrada de luz, siendo éstas las que no presentan siembra de especies y las que presentan siembra de *E. myrtilloides*, especie con poco follaje. Es importante aclarar que las especies expresadas hasta el momento son especies ruderales que poseen características de historia de vida que las hace ideales para colonizar y desarrollarse rápidamente en zonas con características drásticas, como lo es una zona de potrero desnuda. Finalmente se espera que con el tiempo el crecimiento de las especies nativas sembradas, generen condiciones más favorables para la llegada y regeneración de especies asociadas con estados sucesionales más avanzados.

Siembras experimentales con especies nativas en parcelas puras y mixtas

Se realizaron siembras con 8 especies nativas en parcelas en forma de estrella en el borde ripario-potrero y el potrero ubicado alrededor del embalse de Chisacá. En total fueron plantados 1309 árboles en 49 parcelas, 25 en el corredor ripario y 24 en la zona de potrero. Todas las parcelas presentaron un núcleo de 5 especies nativas (2 plántulas por cada una): *Abatia parviflora*, *Duranta mutisii*, *Viburnum Triphyllum*, *Hesperomeles goudotiana* y *Escallonia paniculata*, a este núcleo se le sembró alrededor un cordón monoespecífico de 21 árboles, que formaba la silueta de una estrella con *Alnus acuminata* (árbol que fija nitrógeno), *Smilanthus pyramidalis*, *Dallea coerulea* (arbusto que fija nitrógeno), además otras parcelas presentaron un cordón mixto con 7 individuos de *A. acuminata*, *S. pyramidalis* y *D. correhuela*, igualmente se dejaron parcelas sin este cordón. Las parcelas con cordón tenían un área aproximada de 3.125 m² con 31 árboles, en cambio las parcelas sin cordón medían 0.625 m² con 10 árboles. Se evaluó la sobrevivencia y el crecimiento (altura y ramas) de todos los individuos del núcleo y 10 del cordón para cada una de las parcelas durante 10 meses (Sep 05- jun 06). Para facilidad de los análisis se dividió el tiempo de estudio en tres épocas, antes de las heladas (sep- dic/ 05), durante las heladas (enero-marzo/ 06) y después de las heladas (abril-junio), aunque en mayo se presentó una helada atípica (1).

Se encontró que no hay diferencias en el crecimiento en altura de las especies del núcleo entre las diferentes combinaciones de especie y ambiente antes de las heladas ($p=0.97$, NPMANOVA, distancia euclidiana), durante las heladas ($p=0.1722$, NPMANOVA, distancia Euclidiana) y después de las heladas ($p=0.995$, NPMANOVA, distancia euclidiana); no obstante, existen diferencias en el comportamiento de estas especies de acuerdo a la época; verbigracia, antes de las heladas, de las 8 especies, la que presentó la mayor tasa de crecimiento fue *A.* (mediana= 0.0005 cm/días) y la de menor tasa fue *D. mutisii* (mediana= 0.00007). En contraste, durante las heladas, la especie que logró los valores más altos fue *V. triphyllum* (mediana= 0.00026 cm/días), en cambio, *H. goudotiana*, no presentó crecimiento (mediana= 0 cm/días); las otras especies tienen TCR negativas debido a la pérdida de biomasa causada por las heladas. Finalmente, después de las heladas las especies que obtuvieron las mejor tasa de crecimiento fueron *A. acuminata*, *A. parviflora* y *D. mutisii* (mediana= 0.021, 0.019, 0.015 cm/días, respectivamente). Ahora bien, el patrón de sobrevivencia fue diferente entre las especies, durante todo el tiempo de muestreo las dos especies que mantuvieron la mayor proporción de individuos vivos fueron *D. mutisii* y *V. triphyllum* (0.89 y 0.87, respectivamente), igualmente, *H. goudotiana* presentó altos valores de sobrevivencia durante y después de las heladas a pesar de que presentó una alta mortalidad al comienzo del experimento (después del trasplante). Las otras especies presentaron porcentajes de sobrevivencia entre 18 y 52%, destaca *E. paniculata*, por ser la especie con mayor mortalidad.

En síntesis hay cinco patrones en el comportamiento de las especies 1) Especies altamente tolerantes al stress e igualmente mantienen su crecimiento, es el caso de *D. mutisii* y *V. triphyllum* 2) Especies con tolerancia media y con la capacidad de produ-

cir retoños, *Alnus acuminata* 3) Especies con tolerancia baja, pero cuyos individuos sobrevivientes tienen TCR de retoños altas *Abatia parviflora* 4) Especies que toleran el disturbio manteniendo su biomasa epígea en pie, pero que igualmente tienen tasas de crecimiento cercanas a 0 como *H. goudotiana*. 5) Finalmente, especies intolerante y con una mínima tasa de crecimiento, *D. mutisii*, *S. pyramidalis* y *E. paniculada* (1).

Dispersión ornitócora

Se establecieron 48 perchas para aves en zonas de potrero rodeado de matorral bajo y potrero aledaño al embalse (24 en cada zona). Las perchas tenían forma de barra cruzada ^(1,2) y estaban separadas entre sí 20 m. Ocho, de las 12 perchas de cada parcela, fueron usadas para evaluar el *establecimiento* mensual de plántulas bajo tres condiciones 1) Con remoción de la vegetación y siembra de 4 arbustos de *D. coerulea*, 2) Con remoción de la vegetación y sin siembra y 3) Sin remoción ni siembra. Las otras cuatro perchas se usaron para recolectar semillas para lo cual se dispuso bajo cada travesaño de la percha una bolsa de tela de 0.5 x 1 m para un total de cuatro colectores por percha sumando 2m². Cada quince días se colectaron las fecas de las trampas, las semillas presentes en las fecas se clasificaron, contaron y compararon con la colección de referencia. Parte de estas semillas se preservaron en FAA (formol 1: alcohol 1: ácido acético glacial: 7) y las restantes se dispusieron en cajas de petri y/o suelo para promover su germinación (1).

Aun cuando, *Phytolacca bogotensis* fue la única especie ornitócora que germinó en las parcelas de establecimiento, en diciembre los valores disminuyen y en febrero la totalidad de los individuos de *P. bogotensis* que germinaron murieron a causa de las altas temperaturas por la radiación solar y las fuertes heladas. Igualmente, en las parcelas donde se sembró *D. coerulea*, el total de los arbustos sembrados murieron por causa de las heladas que ocurrieron en diciembre y febrero.

En las fecas colectadas se encontró 59 morfotipos de plantas ornitócoras en 95099 semillas. Entre las familias Ericaceae y Melastomataceae se encontraron los mayores porcentajes de semillas (51,84 y 33,89% respectivamente) y suman alrededor del 85,73%, con especies con semillas menores de 1mm. El restante 14,35% está representado por las semillas de 57 morfotipos. Dejando a un lado las especies de la familia Ericaceae, *Miconia elaeoides* y *Phytolacca bogotensis* siguen en abundancia de semillas (29,70 y 4,54%). En términos generales, las 16 perchas para aves permitieron la llegada en promedio de 13,28 semillas/día/m², a una densidad de 196,79 semillas/m². La mayor tasa de deposición de semillas se encontró en la parcela 2 del potrero ripario (18,63 semillas/día/m²) y la menor en la parcela 1 del potrero con matorral (9,31 semillas/día/m²).

Estos resultados nos llevan a replantear el papel de las perchas de establecimiento, ya que no obstante la gran cantidad de semillas depositadas desde la construcción e instalación de las perchas y su posterior utilización por las aves, la germinación de especies ornitócoras en los sitios disponibles fue muy baja. Por su parte, la germinación de las semillas de algunas de las especies sembradas en cajas de petri presentaron diferentes porcentajes: *Salpicroa tristis* 100%, *Symplocos teiformis* 90%, *Miconia ligustrina* 53%, *Hesperomeles goudotiana* 16%. Finalmente la gran mayoría de las especies no han germinado por este método lo que sugiere que el resto de especies requiere de condiciones adecuada para la germinación (1).

Banco de retoños

Se delimitaron tres parcelas de 16 m² (4x4 m) en el matorral bajo y en el matorral alto ubicado al sur oriente del embalse (04° 23' N y 074° 10' W, sobre la vertiente derecha aguas abajo del río Tunjuelito). Una vez determinados todos los individuos de la parcela se procedió a talarlos hasta una altura donde se dejara únicamente parte del fuste del individuo, con el objetivo de examinar la respuesta de rebrote de estos. Cada 30 días se registró la presencia o ausencia de propagación vegetativa (retoños) para cada individuo por parcela, definiendo como retoño los rebrotes de fuste o raíz. Marcas como cicatrices basales sobre tallos o fustes y raíces en corona, ayudaron a distinguir entre retoños y plántulas, en algunos casos fue necesario cavar para determinar la procedencia del individuo (1).

En el matorral bajo se encontró que las especies con el mayor número de retoños promedio por individuo son: *Arcytophyllum nitidum* (56), *Ilex kunthiana* (39), *Pentacalia ledifolia* (35), *Macleania rupestres* (34), *Bucquetia glutinosa* (32) y *Myrcianthes*

leucoxylla (31) En contraste las especies con el menor número de retoños promedio por individuo son *Cavendishia cordifolia* (13), *Ericaceae sp. 22* (7) y *Miconia cf. Ligustrina* (6). Durante todo el periodo de estudio la única especie que no retoño fue *Hypericum strictum*.

Por su parte, en el matorral bajo, las especies con el mayor número de retoños promedio por individuo fueron: *Miconia ligustrina* (72), *Arcytophyllum nitidum* (58), *Ericaceae sp. 22* (35), *Weinmannia mycrophylla* (25) y *Baccharis prunifolia* (25). Igualmente las especies con el menor número de retoños promedio por individuo son *Vallea stipularis* (13), *Ageratina tinifolia* (12), *Myrcianthes leucoxylla* (12) y *Miconia elaeoides* (12); *Diplostephium rosmarinifolius*, no presentó ningún individuo retoñado desde el inicio del ensayo.

Con respecto a la variación temporal de los retoños en las tres parcelas de matorral alto se presentó un incremento constante hasta enero, después del cual se produjo una disminución, en febrero, seguida de una recuperación, que se mantuvo hasta abril, esto evidencia las consecuencias de la época seca sobre la mortalidad de los retoños, principalmente a comienzos de la misma. De otra manera, en las tres parcelas de matorral bajo, se presentó un incremento constante en el número de retoños un mes antes que en el matorral alto, esto evidencia las consecuencias de la época seca sobre la mortalidad de los retoños, diferenciándose de las parcelas de matorral alto en donde la mortalidad de retoños se produjo sólo durante el final de la época seca.

Micorrizas

Se evaluó el estado de micorrización de dos especies de importancia para la restauración ecológica del bosque alto andino: *Vallea stipularis* y *Hesperomeles goudotiana*, presentes en zonas de matorral, así como el estado de las micorrizas en la zona de potrero. Una vez realizados los muestreos de raíces, se fijaron en AFA (etanol: formol: Ácido Acético, 8:1:1), luego se realizó la tinción por el método de clareo, blanqueo, acidificación y tinción, posteriormente se realizaron los montajes en laminas con lactoglicerol de 10 segmentos de raíces. La evaluación de la colonización radical, se realizó bajo microscopio (40 X), observando la presencia o ausencia de hifas, vesículas o arbuscúlos en 100 campos. En cuanto al conteo del número de esporas/ gr. de suelo seco, se aislaron las esporas de los muestreos de suelo, mediante la centrifugación en sacarosa. En una caja de petri con agua destilada se contaron y observaron al estereoscopio, el número de esporas se reportó por gramo de suelo seco (1).

Se encontró que las dos especies presentan altos niveles de micorrización, posiblemente *H. goudotiana* sea más dependiente de las micorrizas que *V. stipularis*, ya que presentó los porcentajes de micorrización más altos y escasa presencia de pelos radiculares. Al contrario de las dos especies nativas, el potrero presentó un número más bajo de esporas e igualmente porcentajes de colonización micorrícica radicular reducidos, esto posiblemente como resultado de todo el proceso histórico de disturbio de la zona, esta situación, puede estar representado inconvenientes en el establecimiento de especies nativas con alta dependencia micorrícica en la zona de potrero.

Aplicación de micorrizas vesículo arbusculares

Se evaluó el efecto de la inoculación de HMVA comerciales y nativos en plantas propagadas de forma sexual de *V. stipularis* y *H. goudotiana* bajo condiciones de invernadero. Para ello se procedió a multiplicar los HMVA, encontrados en suelo rizosférico de *V. stipularis*, *H. goudotiana*, y de la vegetación de potrero, en plantas trampa de *Brachiaria decumbens*. Se empleó como sustrato una mezcla de suelo y arena en proporción 1:1. Este ensayo permaneció bajo condiciones invernadero, con escaso riego.

Una vez multiplicados los HMVA se procedió a realizar la inoculación de HMVA nativos y comerciales en plantas de *V. stipularis* y *H. goudotiana*. Los inóculos consistieron de suelo proveniente de los ensayos de multiplicación, que contuvieran 400 esporas de HMVA. El montaje se estableció bajo condiciones de invernadero y al cabo de 4 meses, se evaluó, la altura del vástago, el área foliar, la longitud de raíz, el peso seco total, aéreo y subterráneo, el porcentaje de colonización micorrícica total, hifal, vesicular y arbuscular, número de esporas por gramo de suelo seco además de la incidencia de mosca blanca, ácaros y fitopatógeno en cada planta; con los datos obtenidos se estimó el índice de respuesta micorrícica, la longitud específica de raíz, así como la relación raíz / vástago.

En el ensayo de aplicación de endomicorrizas en *V. stipularis* se encontró un mejor desarrollo en las plantas inoculadas con respecto al control. Se observó que las plantas inoculadas presentaron mayores incrementos de altura. Aunque las diferencias no fueron significativas, los tratamientos inoculados presentaron mayores valores promedio con respecto al tratamiento control en cuanto al área foliar, la biomasa total y la biomasa aérea. De esta forma, el tratamiento en el que se empleó el inóculo comercial resultó ser el mejor ya que en este se obtuvo mayor índice de respuesta micorrícica. Así mismo, se pudo establecer la existencia de una correlación positiva entre el incremento de altura, la biomasa total, aérea y el área foliar con la colonización total. Además, se observó que las plantas sin inoculaciones de HMVA dirigidas, tienden a realizar una mayor inversión en su sistema radical, posiblemente para hacer más eficiente la toma de nutrientes. De otra manera, se encontró que los tratamientos en los que se aplicó inóculo comercial e inóculo de pastizal mostraron mayor incidencia de mosca blanca con respecto a los tratamientos en los que se empleó el inóculo de *V. stipularis* y el tratamiento control, aunque las diferencias no alcanzaron a ser significativas. Igualmente y aunque de manera no significativa, el tratamiento control presentó mayor incidencia de fitopatógeno con respecto a los demás tratamientos (1).

LITERATURA CITADA

1. VARGAS, O. y Grupo de Restauración Ecológica (Eds.) 2007. Restauración Ecológica del bosque altoandino. Estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores del embalse de Chisacá (Localidad de Usme, Bogotá D.C.). Universidad Nacional de Colombia, Acueducto de Bogotá, Jardín Botánico y Secretaría Distrital de Ambiente. 518 pp.

16 | DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

📍 Juanita Mora Gómez, Bióloga
Universidad Nacional de Colombia
juanaila@gmail.com

📍 Olga Adriana León M., Ecóloga
Pontificia Universidad Javeriana
olgaaleon@yahoo.com

CARACTERÍSTICAS GENERALES

UBICACIÓN

La zona de estudio, comprende las áreas aledañas al Embalse de Chisacá de propiedad de la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (EAAB), las cuales se localizan en el sur del Distrito Capital de Bogotá y hace parte de la zona rural de la localidad de Usme (Figura 1). Con respecto al lugar del embalse, la zona se encuentra en una posición astronómica aproximada de 74° 15' longitud Oeste y 4° 20' latitud Norte (1).



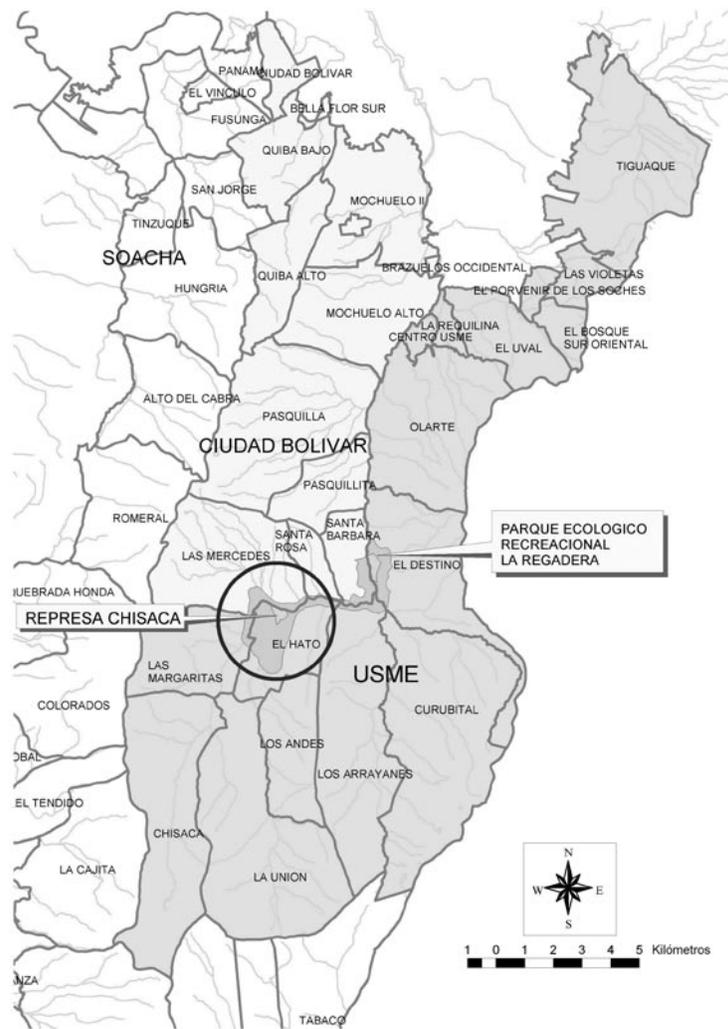


Figura 1. Ubicación del área de estudio, predios de la EAAB de los alrededores del embalse de Chisacá. Escala 1:25.000.

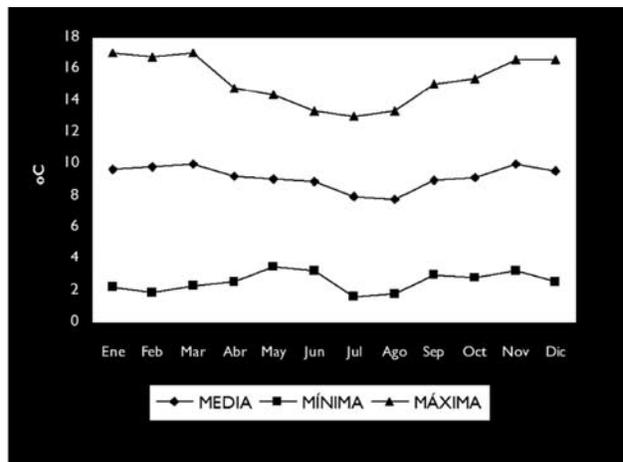
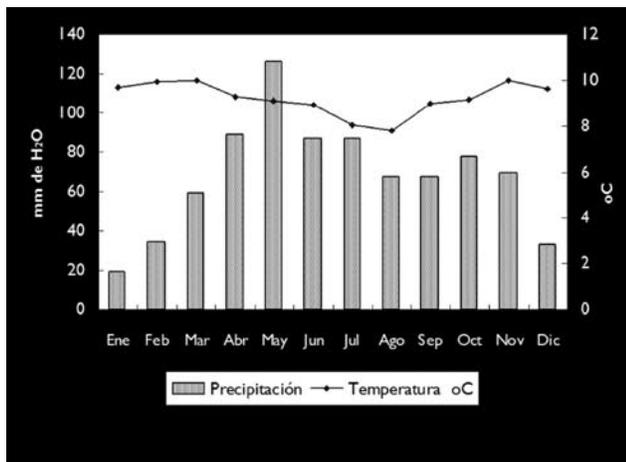


Figura 2. a. Precipitación y temperatura media anual de la estación meteorológica el Hato (1990-2005) b. Temperatura media, mínima y máxima anual de la estación meteorológica el Hato (1990-2005). Fuente: Acueducto de Bogotá.

La zona del embalse de Chisacá se encuentra en un rango altitudinal de los 3000 a los 3300 m dentro de la vegetación conocida como vegetación andina alta, hidrográficamente pertenece a la cuenca media del río Tunjuelo, en donde sus principales afluentes son el río Chisacá y el río Mugroso.

CLIMA

El área tiene una precipitación media anual de 765,2 mm (datos de 1928-2006, estación El Hato) y una temperatura promedio anual de 9.2 °C, con oscilaciones promedio diarias entre 0.8 °C y 5.8 °C (datos 1990-2005, estación Las Sopas). El régimen de lluvias es bimodal donde la época de mayor precipitación va desde abril hasta julio y la de menor de septiembre a noviembre. Los meses más secos van de diciembre a febrero, en los cuales se presenta la menor precipitación promedio entre 19,2 mm y 34,2 mm. La evapotranspiración se mantiene relativamente constante durante todo el año, con una variación de 10,47 (Figura 2).

ASPECTOS HISTÓRICOS

ÉPOCA DE LA HACIENDA EL HATO

La zona de estudio hacía parte de una gran hacienda llamada “El Hato”, la cual hacia 1850 pertenecía a una comunidad religiosa quienes iniciaron los procesos de producción agrícola en ella. Por el rápido crecimiento de la capital la hacienda se convirtió en una pieza importante para la vida económica de Bogotá, principalmente por la gran producción de papa que allí se mantenía, debido a su importancia los límites de la hacienda aumentaron hasta alcanzar las 12550 fanegadas, extensión que tenía cuando se inició el proceso de parcelación. Cabe resaltar que este aumento en territorio de la hacienda se realizó mediante la incorporación por explotación de los predios aledaños, sin que existiera ningún trámite legal (1).

En la hacienda El Hato, el principal proceso de trabajo y por ende de producción fue la agricultura, en especial el cultivo de papa. En general se podían distinguir cuatro tipos de producción: el cultivo de la papa, los cultivos complementarios (haba, trigo y cebada), la ganadería (cría de ganado de leche y caballos), aunque también criaban otras especies domésticas como cerdos y gallinas, y por último el cultivo de pequeñas huertas caseras.

Los procesos de producción en la hacienda se basaban principalmente en la explotación del trabajo de familias residentes dentro de la hacienda, atadas a ella por vínculos de arriendo y aparcería, en la década de los años 1920 al 1930, la agricultura colombiana se caracterizaba por el predominio de relaciones de explotación serviles y una baja productividad; todo esto llevó a que los campesinos arrendatarios y aparceros lucharan contra las ataduras semi-serviles y el monopolio de la tierra queriendo llegar a lo que se denominaba la “libre colonización”.

Lo expuesto anteriormente y las condiciones sociales y económicas que reinaban en la época llevaron a que en 1936 se iniciara el proceso de parcelación de la hacienda El Hato, para dar paso a la parcelación minifundista y sentando las bases para un nuevo proceso de concentración de tierras mediante un reparto desigual; este proceso dio como resultado 114 parcelas que fueron compradas por 101 antiguos arrendatarios. El paso de un gran latifundio a muchos minifundios originó grandes cambios en el paisaje de la zona (1).

ÉPOCA DE LA EMPRESA DE ACUEDUCTO Y ALCANTARILLADO DE BOGOTÁ (EAAB-ESP):

La empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá se relaciona con la zona de la antigua hacienda El Hato aproximadamente desde el año 1946, cuando inició la compra de los terrenos que iban a ser destinados para la construcción del Embalse (EAAB-ESP 2001). Así mismo, existen registros que la nación colombiana, entrega a título de “Cesión” la mayor parte de los inmuebles adquiridos hasta el año de 1956 a la EAAB-ESP, a través de la Escritura Pública No. 457 del 28 de febrero de 1956;

dentro de esa escritura se encuentra el denominado Acuerdo 105 de 1955, emitido por el Concejo Administrativo de la Nación, cuyo objeto principal es entregar los predios adquiridos por la nación en las zonas de la Regadera y Usme a la EAAB-ESP.

A partir de esos tiempos gran parte de la región sufre una fuerte intervención al ser construido el embalse de Chisacá hacia los años de 1948 y 1951 (Ricardo 1983, Compañía de Estudios e Interventorías & EAAB 1989) por parte de la empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (EAAB-ESP). Este proyecto surge de la necesidad de contar con sistemas de abastecimiento de agua potable, ya que la ciudad de Bogotá venía con un acelerado crecimiento y además con el fin de contribuir a la regulación del río Tunjuelo.

Después de la construcción del embalse y con miras a proteger sus alrededores que se encontraban bastante alterados por haber sido esta un área de producción y extracción, la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (EAAB-ESP) implementa la reforestación con especies exóticas principalmente Pino y Ciprés, y únicamente en los predios de la empresa, en 1948 las plantaciones de exóticas solamente cubrían 2.19 ha y se encontraban ubicadas en la cuenca del río Chisacá, sin embargo, ya para el año de 1983 la zona estaba cubierta por 124.38 ha de plantaciones de coníferas. Finalmente, para el año 2005 el área total con plantaciones forestales es de 235,50 ha. El aumento en el área que ocupan las plantaciones de especies exóticas conllevó a un fuerte cambio en el paisaje de la región (1)

Por otro lado, la EAAB introdujo en la zona especies exóticas como *Ulex europaeus*, la cual se convirtió en un problema ambiental al ser una de las especies invasoras más fuertes del mundo.

El estudio del componente predial y catastral muestra que de los 536 predios que se encuentran localizados en la Cuenca Alta del Río Tunjuelo 54 son de propiedad de la EAAB-ESP de los cuales 11 se encuentran ubicados entorno a los embalses de Chisacá y La Regadera, los cuales son: Casa Regadera, La Portada – La Regadera, El Santuario, El Carrizal, El Hato, Chisacá, Santa Bárbara, El Ariari, El Refugio, La Australia y San Benito.

Los predios que posee el EAAB-ESP en la zona son habitados por los operarios del Sistema Sur y/o guardabosques de la zona alta del Tunjuelo y se sabe que a pesar de que en la convención Colectiva de trabajo 2000-2003 de la EAAB-ESP se autorizó a los guardabosques a mantener en sus terrenos una sola vaca, se ha encontrado que en prácticamente todos (10) los predios habitados hay presencia de ganado vacuno y ganado caballar.

El manejo que se le da al ganado tanto vacuno como caballar, dentro de los predios de la EAAB-ESP, es de tipo tradicional, campesino o artesanal donde la alimentación se realiza en los potreros cercanos a las viviendas, cambiando de un sector a otro dependiendo de la oferta de alimento para el ganado. También es necesario mencionar que la finalidad de la crianza del ganado vacuno en estos predios es de tipo doméstico, y que el ganado caballar es utilizado principalmente para el transporte dentro y fuera del predio.

Por esta situación se hace evidente una problemática ambiental en la zona que de no controlarse puede seguir influenciando en el deterioro del paisaje y de los recursos naturales de la zona. En general, la ganadería que se desarrolla en la actualidad dentro del área de estudio está generando impactos sobre los recursos suelo y agua; principalmente al suelo, pues el desarrollo de la ganadería puede acelerar procesos erosivos de origen natural.

Por todos los acontecimientos y procesos por los que ha estado influenciada la región, actualmente en la zona la vegetación es un complejo mosaico de plantaciones de especies exóticas entremezcladas con vegetación nativa en diferentes estados de regeneración, con áreas potrerizadas, cultivos e invasiones de *Ulex europaeus* (1).

ESTADO ACTUAL

En la zona la vegetación diferente a pastizales y cultivos es reducida, se encuentran fragmentos muy pequeños de vegetación nativa (básicamente pequeñas áreas de matorrales, escasa vegetación de borde de cañadas y mínimos relictos boscosos con encenillos), al igual que zonas reforestadas con pinos, ciprés y eucalipto o áreas invadidas por especies exóticas como el retamo (Figura 3) (1).

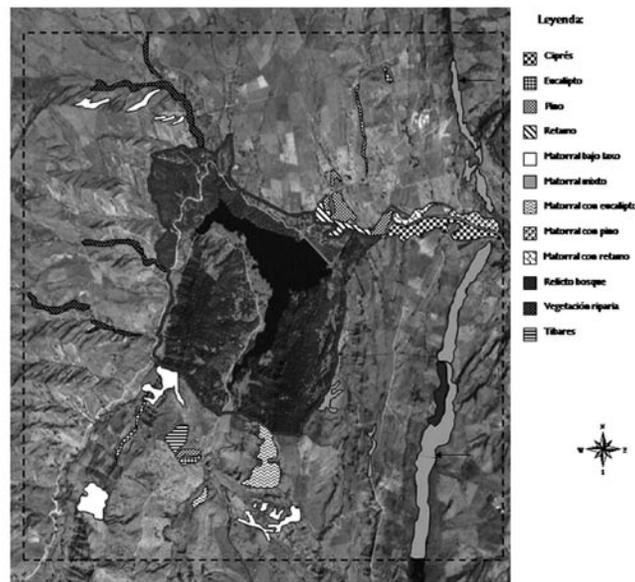


Figura 3. Vista general del paisaje regional en el que se enmarca el área de estudio, predios del EAAB aledaños al embalse de Chisacá. Marco negro: ventana de análisis con 1 km de distancia a cada lado de la zona de estudio. Línea rojo oscuro: área de estudio del proyecto. Zonas no dibujadas corresponden a áreas de manejo agropecuario con pastizales y/o cultivos.

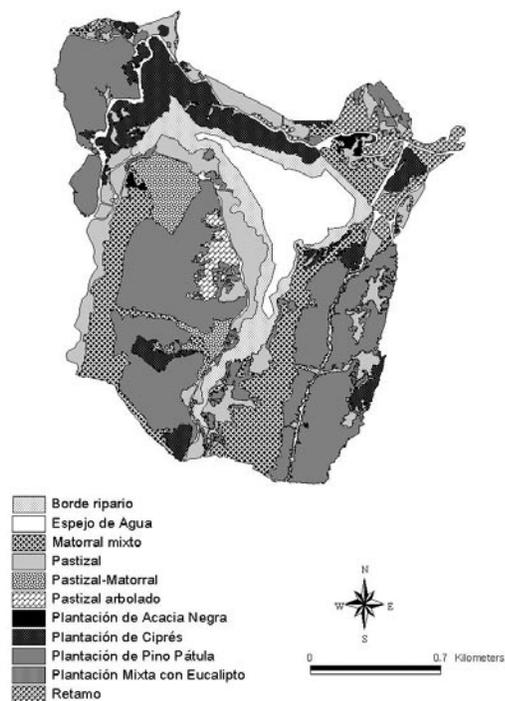


Figura 4. Mapa de cobertura vegetal de los predios de la EAAB aledaños al embalse de Chisacá. Se presenta la cobertura de plantaciones de especies exóticas separada por especie dominante. Modificado del Mapa del Inventario en Plantaciones y Bosque natural en Predios de la EAAB-ESP, Localización de plantaciones y bosques. Escala 1:15.000 (3).

Dentro de este paisaje los predios aledaños al embalse de Chisacá resaltan por su contraste con las características generales de la región (Figura 3); sin embargo, este contraste es engañoso puesto que cerca del 50% del área corresponde a plantaciones de pino pátula, pino candelabro, ciprés, acacia y eucalipto, todas especies introducidas. Así, el área de vegetación nativa que corresponde básicamente a matorrales mixtos, alcanza sólo un 15% y los pastizales son un 9,6% del área total (Figura 4).

En resumen, los alrededores del embalse tienen en total 10 unidades de cobertura vegetal, separando los tipos de plantaciones, o 7 unidades teniendo las plantaciones como una única unidad (Tabla 1, Figura 4). Sin embargo, cerca de un 90% está cubierto únicamente por tres unidades: plantaciones, pastizal y matorral. Dentro de las plantaciones un componente importante de la dinámica son los claros con diferente tipo de regeneración, dominados por *Espeletiopsis corymbosa*, por vegetación de subpáramo y por vegetación pionera de bosque altoandino.

Tabla 1. Unidades de cobertura vegetal encontradas y su porcentaje de cobertura, de los predios de la EAAB aledaños a la laguna de Chisacá. Se dividen las plantaciones de especies exóticas de acuerdo con la especie dominante.

UNIDADES DE COBERTURA	% COBERTURA
Plantación Mixta con Eucalipto	0,38
Plantación de Acacia Negra	0,45
Pastizal arbolado	1,43
Retamo	4,06
Pastizal-Matorral	4,10
Espejo de Agua	7,85
Borde ripario	8,10
Pastizal	9,63
Plantación de Ciprés	10,84
Matorral mixto	15,33
Plantación de Pino Patula	37,83
Total	100,00

PLANTACIONES DE ESPECIES EXÓTICAS CON CLAROS

Esta cobertura está constituida básicamente por individuos de *Pinus patula*, *Cupressus lusitanica* y *Pinus radiata*, que conforman grandes bosques de origen antrópico con diferentes grados de representatividad y densidades de siembra de estas especies. En las plantaciones se encuentran algunas especies nativas que crecen diferencialmente dependiendo de la conformación (*Miconia ligustrina*, *Miconia elaeoides*, *Hesperomeles goudotiana* y *Myrcianthes leucoxyla*, entre otros) e igualmente es posible encontrar, aunque en una muy baja proporción, algunos individuos de *Eucalyptus globulus* y *Acacia decurrens* (1).

Los árboles plantados alcanzan alturas de hasta de 20 m y su dosel se mantiene entre 15 y 18 m. El estrato arbóreo es el de mayor cobertura pero el de menor riqueza de especies, mientras que el herbáceo se comporta de manera contraria. Se pre-

sentan arbustos y arbolitos nativos con baja representatividad en el sotobosque. Las especies nativas que se encuentran en la unidad corresponden principalmente a hierbas anemócoras. Esta unidad presenta una baja diversidad y equitatividad, es decir que la comunidad se encuentra representada por muy pocas especies con altas dominancias (árboles plantados) y el resto son prácticamente raras.



Las Plantaciones de Especies Exóticas han estado sometidas a disturbios por extracción de madera, pastoreo y caída de árboles. Estos disturbios han direccionado procesos de regeneración que se constituyen en conformaciones particulares dentro de la unidad, las cuales se agruparon en diferentes tipos de claros que difieren en su composición y estructura.

CLARO DE RASTROJO

Este tipo de claro se encuentra ubicado sólo en un sector del área de estudio donde se presenta una meseta y no tiene forma definida ni despejada, sino que corresponde a partes donde los pinos se cayeron o no se sembraron, formando un laberinto de vegetación en regeneración entre pinos y ciprés en pie.

Al parecer en 1981 la meseta era pastizal pero había sido rodeada por árboles plantados, lo que favoreció un proceso de regeneración natural bajo condiciones microclimáticas más húmedas y menos expuestas que en otras áreas, dando como resultado una vegetación particular. Actualmente en la meseta no se observa muestras de pastoreo o cultivos recientes, aunque se tienen reportes de cultivos transitorios en los últimos 10 años, el único disturbio que parece presentarse es el tránsito y la caída de pinos y ciprés, que favorecen la regeneración.

En el claro de rastrojo la vegetación es predominantemente arbustiva y se destaca la presencia exclusiva de algunas especies de hierbas y lianas. Las especies nativas son predominantemente anemócoras pero la existencia de árboles, arbustos y enredaderas dispersadas por animales es significativa. Algunas especies importantes en este claro son *Verbesina* sp, *Miconia ligustrina*, *Solanum oblongifolium*, *Cestrum buxifolium* y *Galium hypocarpium*. La diversidad y equitatividad en este tipo de vegetación es intermedia, es decir que existen ciertas especies que dominan la cobertura, pero las especies con coberturas intermedias son también comunes (1).

CLARO DE *ESPELETIOPSIS*

Algunos claros de *Espeletiospis* y de vegetación de subpáramo se encuentran asociados a áreas no plantadas que tuvieron procesos de regeneración de aproximadamente 25 años, aunque con continua intervención. Sin embargo, no hay certeza de cuales claros pudieron originarse de esta manera y cuales por caída o corte de árboles plantados.

En general, los claros de *Espeletiospis* son pequeños rastrojos con dominancia de *Espeletiospis corymbosa*, donde se observan otras especies principalmente de vegetación de subpáramo. Se observa una dominancia de especies nativas herbáceas y arbustivas anemócoras.

CLARO DE VEGETACIÓN DE SUBPÁRAMO

Los claros de vegetación de subpáramo son muy similares a los claros de *Espeletiospis*, sin embargo en ellos esta roseta no domina y se observan especies muy similares a las presentes en el matorral mixto.

MATORRAL MIXTO DE VEGETACIÓN DE SUBPÁRAMO

Esta cobertura vegetal esta constituida principalmente por especies nativas de diferente porte con intercalaciones, en algunas zonas, de especies plantadas (*Acacia decurrens*, *Pinus spp*, *Cupressus lusitanica*). Hacia los bordes y valles de algunos parches se presentan plantaciones de Aliso (*Alnus acuminata*). En cuanto al disturbio antrópico, básicamente el matorral mixto se encuentra sometido al tránsito y a una escasa extracción de individuos muertos para leña.



Los matorrales mixtos del área de estudio tienen alturas aproximadas de 5 a 6m, con algunos emergentes principalmente de especies plantadas que alcanzan los 8m. El estrato dominante es el arbustivo aunque la mayor riqueza se encuentra concentrada en el estrato herbáceo. Las especies nativas herbáceas anemócoras son las de mayor cobertura y riqueza, pero se observa una buena dominancia de especies nativas anemo-zoocoras representadas por *Vallea stipularis* y *Hesperomeles goudotiana* principalmente. Es importante resaltar que cerca del 75% de las especies del matorral mixto tienen una distribución que alcanza el ecosistema de páramo. Se observa una diversidad y equitatividad intermedias de manera similar a lo que se encontró para el claro de rastrojo (1).

Otras especies importantes en este tipo de cobertura son: *Rhynchospora ruiziana*, *Ageratina tinifolia*, *Monochaetum myrtoideum*, *Baccharis prunifolia*, *Coriaria thymifolia*, *Macleania rupestres*, *Bidens rubifolia* e *Hypericum juniperinum*.

PASTIZAL

Los pastizales que hacen parte de los predios aledaños al embalse de Chisacá se presentan básicamente en terrenos de pendientes bajas donde se mantiene un pastoreo continuo de ganado bovino y caballar.

En la zona de pastizal se encuentra pequeños núcleos de regeneración los cuales están conformados principalmente por elementos que se encuentran en el matorral mixto. De las 149 especies registradas en el potrero, 54 se encuentran con formando núcleos de regeneración y de éstas 33 fueron solamente registradas dentro de los núcleos y no en las zonas abiertas. Algunas especies que conforman los núcleos de regeneración son: *Chromolaena bullata*, *Ageratina tinifolia*, *Ageratina gracilis*, *Berberis goudotii*, *Hesperomeles goudotiana*, *Hypericum juniperinum*, *Salpichroa tristis*, *Vallea stipularis*, *Valeriana pavonii*, entre otras.

Esta cobertura es predominantemente herbácea y dominan las especies anemócoras, tanto nativas como no nativas. Las especies predominantes son *Anthoxanthum odoratum*, *Taraxacum officinale* y *Lachemilla orbiculata* (1).



PASTIZAL CON MATORRAL



La Unidad de Pastizal-Matorral corresponde a zonas de transición entre estos dos ambientes, por lo que presenta características intermedias. Es una zona donde se mezclan áreas con fisionomía de pastizal y áreas con árboles y arbustos de matorral, además de muy pocos individuos de especies introducidas como *Acacia melanoxylon* y *Eucalyptus globulus*. Esta conformación parece estar relacionada con disturbios por pastoreo, que en relación con los pastizales, es de menor intensidad y frecuencia, donde se ha permitido que la regeneración de la vegetación nativa se exprese por sectores.

La unidad de Pastizal-Matorral alcanza alturas máximas de 5 a 6 m y no posee un dosel ni un estrato leñoso continuo.

Las hierbas anemócoras nativas y no nativas dominan en esta cobertura y se presenta alguna representatividad de árboles nativos anemócoros y zoocoros. La diversidad y equitatividad tienden a ser bajas, en donde se ve claramente la dominancia de unas pocas especies y las restantes son prácticamente raras (1).

RETAMO

Esta unidad de cobertura vegetal abarca las áreas que son ocupadas por el retamo espinoso (*Ulex europaeus*) que principalmente se presentan en matorrales continuos. Se caracterizan por tener diferentes portes, tamaños, estados fenológicos y densidad; se pueden observar matorrales más o menos altos, densos y en fructificación, frente a matorrales pequeños, menos densos y en estado vegetativo.

Dentro de las especies que se encuentran creciendo en los matorrales del retamo se pueden mencionar a *Achyrocline satuireoides*, *Ageratina tinifolia*, *Baccharis latifolia*, *Gnaphalium cf. graveolens* y *Phytolacca bogotensis*, entre otras (1).



BORDE RIPARIO



Esta unidad de cobertura vegetal se caracteriza por ser una zona de transición, épocas cuando el embalse se encuentra totalmente lleno y épocas cuando el nivel del mismo baja considerablemente. En épocas secas estas áreas logran ser colonizadas por especies de porte herbáceo y ciclo corto como *Taraxacum officinale*, *Hipochaeris radicata* y *Gamochoaeta americana*, entre otras.

Además, se resalta el gran número de especies que solamente se encuentran en esta unidad, como: *Hydrocotyle ranunculoides*, *Lilaeopsis schaffneriana*, *Bidens laevis*, *Jaegeria hirta*, *Soliva mutisii*, *Rorippa cf. pinnata*, *Elaeocaris Ssp*, *Glyceria cf. notata*, *Polygonum punctatum*, *Calandrinia ciliata*, *Gratiola bogotensis* y *Nierenbergia spathalata*, entre otras.

PASTIZAL ARBOLADO

Esta unidad es un área con características intermedias entre el pastizal y las plantaciones, y representa una mezcla de dos tipos de manejo: el pastoreo y la siembra de especies exóticas. En los predios aledaños al embalse, el pastizal arbolado se encuentra únicamente en una ladera donde la pendiente es baja, y se pudo determinar que los árboles se sembraron luego de 1981, siendo una de las partes reforestadas más tardíamente.

El pastizal arbolado comparte muchas de las especies típicas de pastizal y por sectores se observan algunos núcleos de regeneración, formados entre otros por *Rubus sp* y *Barnadesia espinosa* (1).



RIQUEZA Y COMPOSICIÓN FLORÍSTICA DE LOS ALREDEDORES DEL EMBALSE DE CHISACÁ

La flora del sector aledaño al Embalse de Chisacá está representada por 347 especies entre plantas vasculares y no vasculares, de las cuales 12 se encuentran a nivel de familia, 43 a nivel de género y 1 se encuentran indeterminadas totalmente. Dentro de estas especies se identificaron 226 géneros y 91 familias (Tabla 2). Se registraron 9 especies de líquenes distribuidas en 8 géneros y 6 familias; 7 especies de briofitos distribuidos en 7 géneros y 7 familias; 31 especies de helechos distribuidos en 19 géneros y 15 familias; 3 especies de gimnospermas distribuidas en 2 géneros y 2 familias; y 298 especies de angiospermas en 190 géneros y 61 familias (Tabla 2).

Tabla 2. Resumen florístico de las especies encontradas hasta el momento en el sector aledaño al Embalse de Chisacá.

	Nº FAMILIAS*	Nº GÉNEROS*	Nº ESPECIES**
Gimnospermas	2	2	3
Angiospermas	61	190	297
Helechos y afines	15	19	31
Líquenes	6	8	9
Briofitos	7	7	7
Total	91	226	347

* Los valores corresponden a las familias o géneros identificados hasta el momento.

** Este valor incluye tanto las especies identificadas como las morfoespecies no determinadas.

Dentro de las plantas vasculares, como es típico en la vegetación de la alta montaña, la familia Asteraceae es la más abundante en la zona, pues contiene 69 especies y 35 géneros. Otras familias que se destacan por su riqueza son Poaceae con 36 especies y 24 géneros, Orchidaceae con 14 especies y 12 géneros, Scrophulariaceae con 12 especies y 7 géneros, Rosaceae con 12 especies y 6 géneros, Cyperaceae con 11 especies y 4 géneros, Ericaceae, Cariophyllaceae y Bromeliaceae con 9 especies y 7, 5 y 3 géneros respectivamente.

Así mismo, los géneros que presentan mayor riqueza de especies son *Ageratina* (8), *Baccharis* (7), *Tillandsia* (7), *Carex* (5), *Galium* (5), *Pentacalia* (5), *Hypericum* (4), *Juncus* (4) y *Rubus* (4) dentro de las angiospermas. Vale la pena resaltar que 8 géneros presentan 3 especies, 34 géneros solo están representados por 2 especies y 135 géneros presentan tan solo 1 especie (1).

Dentro de los Pteridófitos el género con más especies es *Elaphoglossum* (8), seguido de *Asplenium* y *Polypodium* con 3, y *Lycopodium* con 2; además 15 de los géneros se encuentran representados solo por una especie.

LITERATURA CITADA

1. MORA, J., Y. FIGUEROA y T. VIVAS. 2007. Análisis multi-escala de la vegetación de los alrededores del Embalse de Chisacá (Cundinamarca, Colombia). Implicaciones para la formulación de proyectos de restauración ecológica a nivel local. En: O. Vargas (ed.) Restauración ecológica del bosque altoandino. Estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores del Embalse de Chisacá (Localidad de Usme, Bogotá D.C.). Universidad Nacional de Colombia, Acueducto de Bogotá, Jardín Botánico y Secretaría Distrital de Ambiente.



17

GUÍA METODOLÓGICA PARA LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA DE ÁREAS CON PLANTACIONES DE PINOS

📍 Olga Adriana León M., Ecóloga
Pontificia Universidad Javeriana
olgaaleon@yahoo.com

📍 Orlando Vargas, Biólogo
Universidad Nacional de Colombia
jovargasr@unal.edu.co

EL PROBLEMA

Los pinos son ampliamente conocidos como colonizadores agresivos postdisturbio, y son muy exitosos en ecosistemas tropicales debido a algunas características que generan cambios negativos en estos ambientes, entre estas se señalan: a) las características de su historia de vida como: semillas pequeñas, corto periodo juvenil y cortos intervalos entre las largas cosechas de semillas, hacen muy exitosa a las especies del género *Pinus*; b) son buenos competidores debido a su alta tasa de crecimiento, eficiente toma de nitrógeno y cambios en la materia orgánica y en el ciclo de nutrientes inducidos por la hojarasca del pino desplazando y generando la desaparición de la vegetación nativa, esto representa un problema para la persistencia de las especies nativas, debido a que compiten con ellas o alteran las funciones del ecosistema dificultando el retorno y la expansión del ecosistema natural; c) presentan un amplio rango de tolerancia a los niveles de deficiencia o exceso de nitrógeno, fósforo, potasio, azufre, magnesio y calcio en el suelo, además son tolerantes a temperaturas extremas (-65°C hasta los 50°C) (véase referencias en 5 y 2), facilitando su establecimiento en amplios rangos altitudinales; d) los requerimientos nutricionales de los pinos y su baja capacidad de desarrollar procesos de reciclaje de nutrientes en los suelos ocasionan una baja fertilidad del suelo; e) las resinas que expiden sus raíces y la difícil asimilación de los nutrientes por parte de las plantas producen la acidificación del suelo; f) las altas tasas de absorción de agua causan cambios en el patrón de redistribución del agua, como la disminución en la cantidad que llega a los ríos; g) las densas copas de los árboles y a la cantidad de hojarasca que cae y se acumula en el suelo genera baja luminosidad; h) la densa hojarasca y la poca luz reducen la germinación y establecimiento de otras especies, debido al sepultamiento de semillas; j) la estructura monoestratificada típica de plantaciones forestales produce una simplificación de hábitats para sus organismos, ya que las plantaciones no ofrecen alimento, resguardo ni condiciones aptas para la llegada o establecimiento de animales, son muy pocos los que logran adaptarse a estas zona, esto disminuye la oferta de hábitat para la fauna (véase referencias en 5).

Uno de los principales impactos de las plantaciones que afectan no solo a los ecosistemas sino también a las poblaciones humanas es la alteración que implica en las propiedades hidrológicas de los suelos, la cuál es especialmente grave porque los ecosistemas de alta montaña, en los que se encuentran estas plantaciones, son estratégicos para la regulación del sistema hidrológico de los valles interandinos densamente poblados (1,5).

Generalmente los suelos de alta montaña, producto de cenizas volcánicas se caracterizan por una alta retención de humedad y buena disponibilidad de agua para las plantas, además de altos contenidos de materia orgánica, buena estructura y horizontes orgánicos superficiales con una gruesa capa de briófitos que ayudan a almacenar y conservar la humedad. Estas características cambian con la plantación, causando pérdida de bienes y servicios muy importantes para las poblaciones humanas, y recursos vitales para las poblaciones vegetales y animales.

Adicionalmente, estas plantaciones se convierten en acumulaciones de materiales inflamables, los cuáles son causantes de grandes incendios, que a su vez se ven asociados con la colonización de especies invasoras como el retamo espinoso (*Ulex europaeus*), favoreciendo el proceso degradativo e incrementando los efectos negativos sobre la biodiversidad, los suelos y el agua (8).



EL PROBLEMA EN LOS ALREDEDORES DEL EMBALSE DE CHISACÁ

Los alrededores del embalse de Chisacá presentan una larga historia de uso y transformación antrópica, debido inicialmente al uso extensivo y continuo de ganadería y cultivos y posteriormente a la siembra de especies exóticas (principalmente *Pinus patula* y *Cupresus lusitanica*) después de la construcción del embalse de Chisacá (1948 – 1951), cuando la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (EAAB-ESP) adquiere estos predios e implementa la reforestación con especies exóticas con el objetivo de proteger sus alrededores, los cuáles se encontraban bastante alterados por efecto de la producción agropecuaria.

Hasta 1948, las plantaciones de pinos, solamente cubrían 2.19 ha y se ubicaban en la cuenca del río Chisacá; sin embargo, ya para el año de 1983 la zona estaba cubierta por 124.38 ha de plantaciones de coníferas. Finalmente, para el año 2005 el área total con plantaciones forestales es de 235,50 ha. Esto trajo como consecuencia un fuerte cambio en el paisaje de la región (6).

El embalse de Chisacá es un importante sistema abastecedor de agua potable para Bogotá, además contribuye con la regulación del río Tunjuelo, hecho que hace importante el manejo de las plantaciones exóticas en la zona. Actualmente, la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá y entidades como la Secretaría Distrital de Ambiente y el Jardín Botánico de Bogotá comparten esta preocupación y trabajan en la generación de estrategias que permitan un reemplazo gradual de las especies exóticas hacia vegetación nativa, con el fin de recuperar la diversidad y los bienes y servicios que prestan los ecosistemas originales.

Con los resultados obtenidos en el desarrollo del proyecto “Desarrollo de líneas de investigación aplicada y monitoreo de las parcelas de restauración ecológica establecidas en los predios del Embalse de Chisacá” y particularmente en los trabajos en plantaciones de pinos (1,5), se formulan a continuación los pasos más importantes para la restauración ecológica de estas áreas.

DIAGNÓSTICO

Las plantaciones de pinos son el tipo de cobertura más abundante en los predios de los alrededores del embalse de Chisacá, ocupan el 37% del área de estudio y son producto de reforestaciones a cargo de la EAAB después de la compra de los predios; aunque estas son plantaciones monoespecíficas se encuentran algunas especies bajo estas como musgos (*Hypnum amabile*, *Thuidium* sp y *Rhodobryum* sp.), hierbas nativas anemócoras como *Asplenium castaneum*, *Arenaria lanuginosa*, *Oxalis medicaginea*, *Malaxis excavata*, *Conyza uliginosa*, *Triniochloa stipoides*, *Achyrocline satureioides*, *Elaphoglossum cuspidatum*, *Athyrium dombeyi*; entre los árboles nativos zoócoros se encuentran *Miconia ligustrina*, *Solanum oblongifolium* y *Cestrum buxifolium*. Dentro de estas plantaciones se encuentran también unos claros dominados por especies de subpáramo como *Espeletiopsis corymbosa*, *Ageratina gracilis*, *Arcytophyllum nitidum*, *Baccharis bogotensis*, *Baccharis latifolia*, *Brachyotum strigosum*, *Hypericum juniperinum*, *Pentacalia ledifolia*, *Acaena elongata*, *Berberis goudotii*, *Macleania rupestris*, *Pernettya prostrata*, *Rubus gachatense*, *Vaccinium floribundum* (6).

La lluvia de semillas presentó la densidad y abundancia más bajas con respecto a los otros tipos de vegetación (pastizal, parches de retamo y matorrales nativos), diez especies representaron el 95% del total de semillas, siendo el grupo de ericáceas y dos especies de *Miconia* (*ligustrina* y *elaeoides*) las más abundantes, en este tipo de vegetación se presentó una alta densidad de semillas de árboles, el síndrome de dispersión más importante es la zoocoria por encima de especies anemócoras; no obstante, al igual que se reporta en la caracterización la vegetación que se encuentra en proceso de regeneración tiende hacia la formación de matorrales dominados por vegetación de subpáramo (3). Dentro de las plantaciones de pinos el banco de semillas presentó la mayor abundancia con respecto a los otros tipos de vegetación, sin embargo la riqueza y diversidad de especies fue baja, las especies más abundantes fueron *Calandrinia ciliata* y *Carex bonplandii*, en general el banco de semillas está dominado por especies herbáceas entre las que se encuentran *Oxalis medicaginea*, *Achyrocline satureioides*, *Rorippa pinnata*, *Trifolium* sp., *Phytolacca bogotensis*, *Trifolium repens*, *Solanum nigrum* y *Digitalis purpurea*, entre otras.

Las estrategias que se utilizaron allí se enfocaron hacia la apertura de claros a diferentes densidades, encontrando un aumento en la riqueza de especies con la tala, al talar el 100% de los pinos las especies pioneras colonizaron más rápidamente y aumentaron su cobertura, mientras en las parcelas donde no se taló el crecimiento fue casi nulo, las especies más comunes corresponden a *Holcus lanatus*, *Sematophyllum* sp., *Thuidium* sp., *Brassica rapa*, *Polygonum nepalense* y *Phytolacca bogotensis*, los briofitos desaparecieron y fueron reemplazados por especies herbáceas pertenecientes al banco de semillas principalmente (Corredor 2007). En claros de mayor tamaño se presentaron además *Anthoxanthum odoratum*, *Raphanus sativa*, *Veronica* sp., *Gamochaeta americana*, entre otros; otra estrategia usada fue la siembra de árboles nativos dentro de los claros siendo *Baccharis latifolia*, *Vallea stipularis*, *Myrcianthes leucoxylla*, *Hesperomeles goudotiana* y *Smallanthus pyramidalis* los que mejor desarrollo presentaron (5).

Se observaron variaciones en la riqueza, abundancia y biomasa de los grupos tróficos de la artropofauna; estos cambios se deben a efectos de disturbios antrópicos en el área que alteraron y reemplazaron el bosque altoandino y la artropofauna nativa (4).

Estos resultados sugieren que es necesaria una intervención, ya que fuentes de propágulos como el banco de semillas no aportan especies nativas para la regeneración del bosque, aún en ausencia de los pinos, y aunque la lluvia de semillas pueda estar aportando mayor diversidad, las semillas que llegan allí no encuentran sitios apropiados para su germinación y puede estar desviándose hacia una vegetación de subpáramo; no obstante al interior de los claros es posible el establecimiento de algunos árboles nativos, lo cual indica la importancia de reintroducir especies del bosque alto andino, tanto de dosel como de sotobosque, en los matorrales ya establecidos para un reemplazo gradual de la vegetación.

Se recomiendan los siguientes pasos para la restauración ecológica de plantaciones de pinos:

PASO No. 1	Selección de sitios
PASO No. 2	Apertura de claros (Diseño de claros, tamaño, ubicación)
PASO No. 3	Retiro de acículas
PASO No. 4	Evaluación y manejo del suelo
PASO No. 5	Criterios para la selección de especies
PASO No. 6	Creación de núcleos de facilitación
PASO No. 7	Enriquecimiento de especies
PASO No. 8	Perchas para aves
PASO No. 9	Monitoreo

PASO 1. SELECCIÓN DE SITIOS

Los criterios para la selección de sitios son los siguientes:

De acuerdo con el diagnóstico (5) y recomendaciones (2), el reemplazo de la vegetación exótica debe ser gradual, la entresaca no debe superar el 50% del área de la plantación, ya que los árboles que quedarán en pie, tendrán la función de servir de abrigo a las especies nativas que se plantarán para iniciar el proceso de restauración; esto implica que no se elimina por completo la plantación, sino que se abren varios claros al interior de esta; esta actividad es costosa no solo por la maquinaria necesaria, el alto esfuerzo humano, sino que además el corte de los árboles y el transporte de los residuos se dificulta ante la presencia del resto de árboles, aumentando los costos económicos, esto sin tener en cuenta las actividades posteriores a la apertura como la siembra de especies nativas, enmiendas, etc. Por otro lado, una vez se tienen los claros abiertos, el cambio en las condiciones ambientales estimula la germinación del banco de semillas, el cual generalmente corresponde a especies herbáceas, pastos y otras especies ruderales que son típicas de áreas de potreros, esto convierte a los claros en sitios potenciales para actividades de pastoreo, obligando a que se cree una protección para evitar esta actividad y a que se ubiquen en zonas que obstaculicen la llegada de animales. Generalmente las plantaciones se encuentran ubicadas en fuertes pendientes, aunque esto dificulta el trabajo, puede ser una ventaja para evitar el ingreso de animales y permite mayor heterogeneidad en el suelo, generando una mayor cantidad de micrositios aptos para el establecimiento de especies.

Por lo tanto si se va hacer esta fuerte inversión, debe garantizarse que los sitios intervenidos van a permanecer en el tiempo para hacer el seguimiento y monitoreo de las estrategias y a largo plazo alcanzar los objetivos de restauración.

Además de protección física como cercado o encerramientos preferiblemente contruidos con materiales residuales de la plantación, debe contemplar un trabajo de educación y concientización ambiental a la comunidad, que no se quede solo en la explicación de las estrategias y objetivos de restauración, sino que además involucre a la comunidad facilitando una relación mas estrecha con los experimentos y que logren un sentido de apropiación con ellos. Entonces es importante que desde el momento en el que se seleccionen los sitios de trabajo hasta el monitoreo de las estrategias la comunidad participe activamente.

Como en algunos casos la premura del tiempo no permite un trabajo previo con la comunidad, se recomienda que se establezcan parcelas permanentes que se encuentren en sitios alejados, pero de fácil acceso para la investigación, en los cuales la llegada de animales se dificulte, de esta forma se puede observar y monitorear las estrategias sin estos tensionantes, de esta forma se tendrán experiencias para mostrar a la comunidad a la hora de trabajar en conjunto en sitios mas vulnerables.

PASO 2. APERTURA DE CLAROS (DISEÑO DE CLAROS, TAMAÑO, UBICACIÓN)

Se recomienda la tala total de los árboles en cada claro, ya que en los experimentos realizados en Chisacá (1), las entresacas a diferentes densidades de pinos (25, 50, 75%) se observó que la regeneración natural fue mas lenta y menos abundante que en las que presentaron un 100% de aclareo. Sin embargo en áreas donde no se tenga un presupuesto para formar claros grandes sino entresacas, se recomienda hacer un enriquecimiento de estos claros con especies que se adapten al microambiente generado por la presencia de los pinos circundantes, como *Vallea stipularis*, *Escallonia myrtilloides*, *Escallonia paniculata*, *Myrcianthes leucoxylla*, *Hesperomeles goudotiana*, *Miconia squamulosa*. En los experimentos realizados por Chisacá (5) se utilizaron claros de 35 x 45 m, y se encontró que los árboles que se plantaron hacia el borde de los claros presentaron tasas de crecimiento en altura y cobertura mayores con respecto a los ubicados en el centro, se observó también un desarrollo mas apto en el claro más alejado de la carretera y rodeado de una mayor cantidad de pinos. Por lo tanto, se recomienda que los claros tengan formas irregulares o sean franjas rectangulares, para que la influencia benéfica de los árboles que rodean al claro sea alta y se aproveche la sombra que estos proporcionan, con condiciones ambientales menos drásticas para el enriquecimiento con especies nativas, además se convierten en una barrera contra el viento y las heladas. Manrique (2) recomienda que Las franjas tendrán una orientación transversal a la pendiente, siguiendo las curvas de nivel, de manera que las franjas remanentes sirvan como barreras microclimáticas.

En la Figura 1 se presenta el efecto de la creación de claros en las plantaciones de pinos:

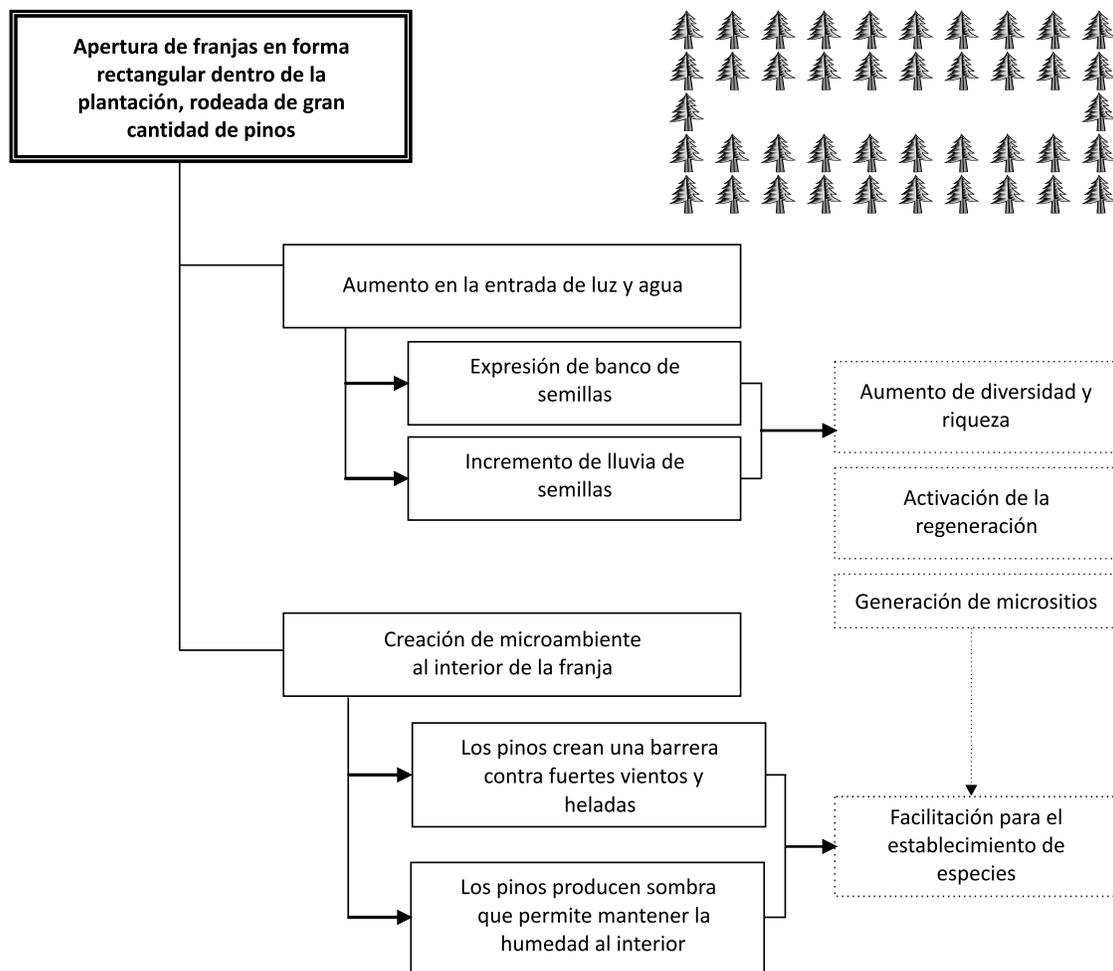


Figura 1. Efectos de la formación de claros en plantaciones de pino.

PASO 3. RETIRO DE ACÍCULAS

Según los resultados obtenidos (1), el colchón de acículas contiene una gran cantidad de semillas que germinan rápidamente después del aclareo, creando una densa cobertura vegetal herbácea; de igual forma, experimentos realizados en Pantano Redondo (Zipaquirá), se registró que en las parcelas en las que no se retiró las acículas se inició el proceso de sucesión vegetal con especies nativas de la zona, mientras que las parcelas en donde se retiró las acículas presentaban una cobertura de pastos (2). Sin embargo, cuando no se tala el 100% de los árboles, el aporte de acículas de los árboles en pie es permanente y sepultan las semillas y/o plántulas, obstaculizando la expresión de plantas colonizadoras y plantas que provienen de bancos de semillas, en este caso se recomienda el control de las acículas.

No retirar las acículas permite que el proceso de sucesión sea más rápido, ya que la germinación inicia con la entrada de luz, al retirarlas el proceso se retrasa y puede disminuirse porque gran cantidad de semillas se pierden; no obstante, cuando se busca acelerar el reemplazo de la vegetación nativa, se recomienda enriquecer los claros mediante plantación de árboles y arbustos, y hasta el momento no existen datos que determinen si la presencia de las acículas afectan su desarrollo.

PASO 4. EVALUACIÓN Y MANEJO DEL SUELO

Como es bien sabido, la plantación de pinos, dependiendo de su densidad, tiempo de permanencia y tipo de suelo en el que se encuentra puede generar importantes cambios en el suelo, por esto es muy importante realizar una evaluación de este componente antes de iniciar un proceso de restauración. Además, esta evaluación hace parte del monitoreo, ya que los parámetros evaluados (físicos y químicos) sirven como indicadores de los cambios que producen las estrategias implementadas.

Una vez se conozca el estado del suelo se pueden determinar las deficiencias a mejorar, en ocasiones tienen que ver con las características químicas, para lo cual se recomienda un encalado o la aplicación de las cenizas producto de la quema de los residuos de los pinos talados para disminuir la acidez, enmiendas químicas para suplir la deficiencia de algunos elementos o para acelerar el crecimiento de los individuos plantados; también puede incluirse el empleo de abonos orgánicos que no solo pueden ser una fuente de sustancia nutritivas sino además actúan en el mejoramiento o mantenimiento de las condiciones físicas del suelo, tales como la granulación, la estabilidad estructural y la relación aire-agua.

En experimentos realizados en una plantación en los alrededores del embalse de Chisacá (Bogotá), no se encontraron diferencias significativas ni en la composición de la regeneración natural, ni en las tasas de crecimiento de ocho especies de árboles nativos plantados bajo la aplicación de enmiendas químicas (NPK) y orgánicas (humus, ceniza de acículas). Sin embargo, esto pudo deberse a un lavado de nutrientes por causa de la fuerte pendiente y constantes lluvias, o a una baja cantidad aplicada (5). Se recomienda entonces adicionar las enmiendas necesarias de acuerdo con los resultados de los análisis de suelo específicos para cada sitio con cierta periodicidad y en épocas de poca lluvia.

La heterogenización del suelo por medio de arado manual es útil para mejorar las condiciones físicas del suelo, se emplea para descompactar y airear el suelo, mejorar las condiciones hidrológicas y de humedad y expresar los bancos de semillas, es recomendable realizar esta actividad previa a la aplicación de abonos y fertilizantes.

PASO 5. CRITERIOS PARA LA SELECCIÓN DE ESPECIES

La selección de especies debe tener en cuenta los rasgos de historia de vida de cada una de ellas, una referencia importante a la hora de escogerlas se encuentra dentro de los claros naturales que se han formado en las plantaciones, en los cuáles se observan una gran cantidad de especies que pueden estar adaptadas a las condiciones que ofrece la plantación.

Rodríguez y Vargas (7) determinaron cinco especies clave para la restauración de plantaciones de pinos a partir de una puntuación otorgada a 23 rasgos de historia de vida, las especies son: *Hesperomeles goudotiana*, *Vallea stipularis*, *Symplocos theiformis*, *Holodiscus argenteus*, y *Myrcianthes leucoxylla*. Según León (5) *Hesperomeles goudotiana*, *Vallea stipularis*, *Myrcianthes leucoxylla*, *Baccharis latifolia* y *Smilax pyramidalis* obtuvieron las mejores tasas de crecimiento y sobrevivencia dentro de los claros. Manrique (2) recomienda a *Myrsine spp.*, *Bucquetia glutinosa*, *Chusquea scandens*, *Escallonia paniculada*, *Vallea stipularis* y *Myr-*

cianthes spp. para introducción de matorrales y rastrojos, *Viburnum triphyllum*, *Myrcianthes leucoxylla*, *Hesperomeles spp*, *Macle-
 ania rupestris*, *Cavendishia bracteata*, *Gaultheria anastomosans*, *Pernettya prostrata*, *Duranta mutisii*, *Miconia spp.*, *Clusia multiflora*
 y *Rubus spp.* para formación de corredores ornitócoros, y para enriquecimiento *Prunus serotina*, *Prunus buxifolia*, *Persea spp*,
Vallea stipularis, *Abatia parviflora*, *Citharexylum sulcatum*, *Viburnum triphyllum*, *Ceroxylon andicola*, *Bocconia frutescens*, *Duranta
 mutisii*, *Piper spp*, *Puya nitida*, *Puya goudotiana*, *Hesperomeles spp*, *Xylosma speculiferum*, *Monina tintorea*.

PASO 6. CREACIÓN DE NÚCLEOS DE FACILITACIÓN

Cuando se abren estos claros las condiciones ambientales cambian significativamente, aumenta la radiación, la temperatura, disminuye la humedad, etc. Por tanto las especies que se plantan allí quedan sometidas a condiciones que para algunas, especialmente las de etapas sucesionales medias y tardías, son drásticas e impiden su desarrollo y sobrevivencia. Como el fin de la restauración es acelerar la sucesión, la inclusión de especies sucesionales tardías cumple con este objetivo, para lograr su establecimiento y desarrollo puede utilizarse una estrategia común en sitios abiertos, la creación de núcleos de facilitación.

Para la creación de estos núcleos de facilitación se tienen en cuenta especies con altas tasas de crecimiento, formación rápida de doseles y capacidad para fijar nitrógeno (en el presente volumen, artículo No 24), comúnmente las densidades de siembra de estas especies son altas para que formen parches que en su interior presentan características microambientales aptas para otras especies. Dentro de estas especies se recomiendan *Lupinus bogotensis*, *Smallanthus pyramidalis* y *Baccharis bogotensis* (5).

En la Figura 2 se da un ejemplo de creación de núcleos de facilitación con *Smallanthus pyramidalis* y *Lupinus bogotensis*.

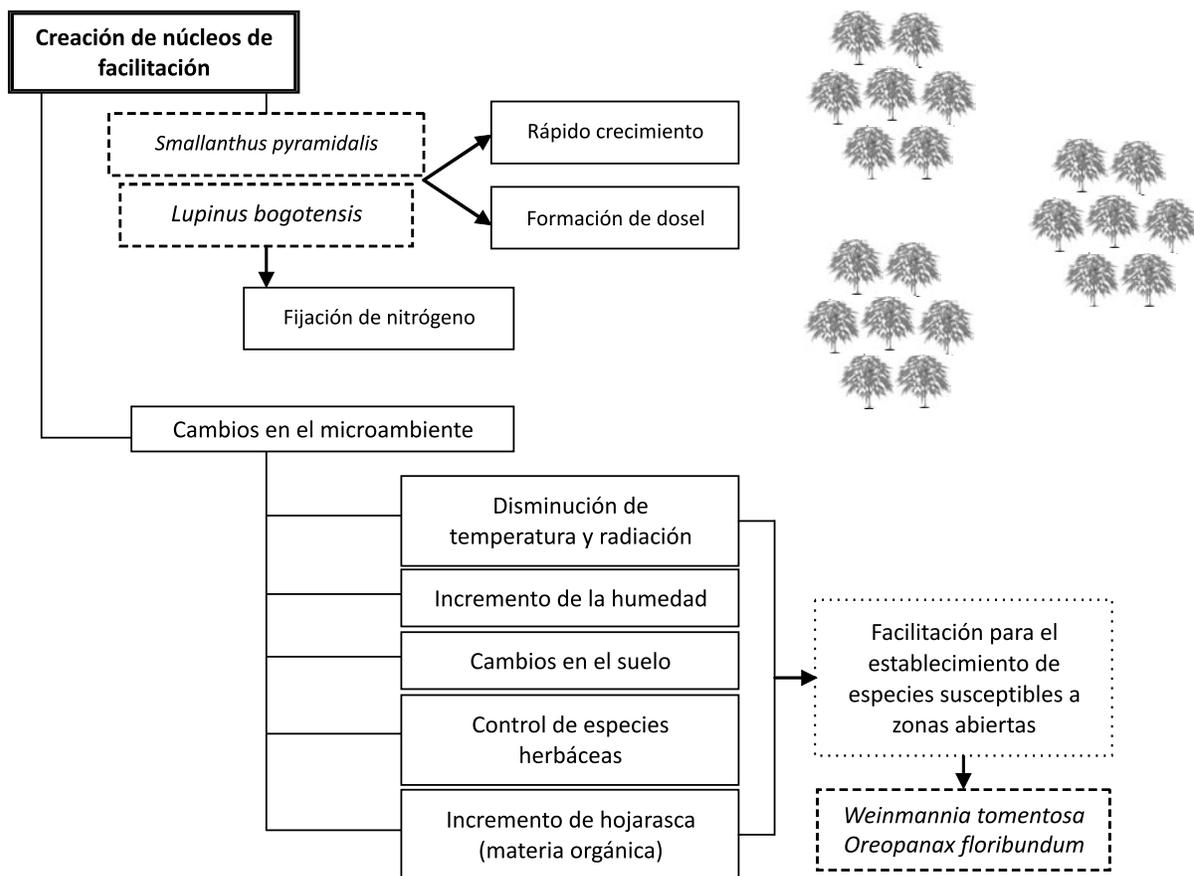


Figura 2. Efecto de la creación de núcleos de facilitación.

PASO 7. ENRIQUECIMIENTO DE ESPECIES

Aunque el enriquecimiento de especies puede empezar sin tener núcleos de facilitación con especies como las anteriormente recomendadas, los núcleos de facilitación permiten enriquecer con especies que no se adaptan a las condiciones presentes en el claro. Una vez se forma el dosel se recomienda conformar núcleos con especies nativas como *Weinmannia tomentosa*, *Oreopanax floribundum*, *Oreopanax bogotensis*, *Clethra fimbriata*, y otras especies arbóreas que necesiten condiciones especiales.

En la Figura 3 se presenta el efecto del enriquecimiento de especies sucesionales tempranas y tardías.

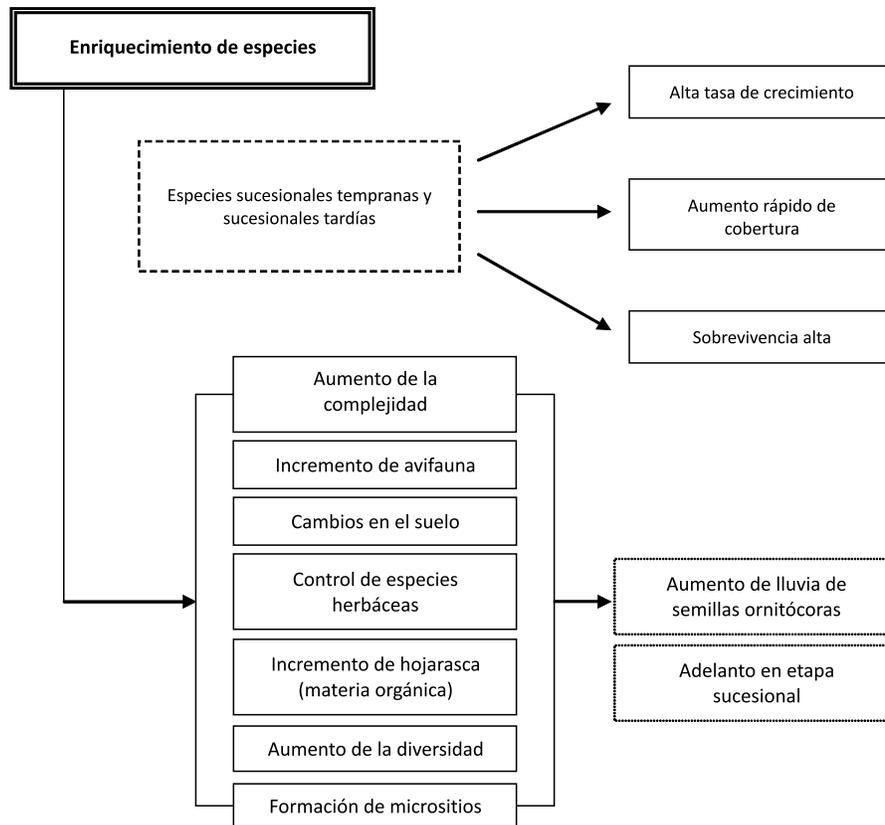


Figura 3. Efectos del enriquecimiento de especies.

PASO 8. PERCHAS PARA AVES

Según Díaz-Martín (3) en la lluvia de semillas evaluada dentro de las plantaciones de pinos la zoocoria fue el mecanismo de dispersión mas importante, los árboles en este caso se comportan como perchas para aves, aunque el sustrato y las condiciones de la plantación inhiben la germinación de semillas que llegan. Las condiciones en los claros pueden facilitar esta germinación, pero en ausencia de árboles el desplazamiento de las aves puede verse reducida, es por esto que se recomienda incluir dentro de los claros perchas para aves que permitan movimiento de las aves a través de estos y aumenten la llegada de semillas ornitócoras a estos sitios aumentando el potencial de regeneración natural.

PASO 9. MONITOREO

MONITOREO DE CRECIMIENTO Y MORTALIDAD

Los árboles plantados deben ser evaluados en sus tasas de crecimiento, sobrevivencia, cobertura.

MONITOREO DE LA SUCESIÓN

El proceso de sucesión seguirá registrándose con el fin de determinar patrones sucesionales y determinar especies que contribuyan a la formación de micrositios aptos para el establecimiento de otras especies.

MONITOREO DE LAS CARACTERÍSTICAS DEL SUELO

Anualmente se deben tomar muestras de suelo con el fin de establecer los cambios generados por las especies en el suelo.

LITERATURA CITADA

1. CORREDOR, S y O. VARGAS. 2007. Efecto de la creación de claros experimentales con diferentes densidades sobre los patrones iniciales de sucesión vegetal en plantaciones de *Pinus patula*. En: O. Vargas (editor) 2007. Restauración ecológica del bosque altoandino. Estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores del Embalse de Chisacá, localidad de Usme. Bogotá D.C. Universidad Nacional de Colombia, Acueducto de Bogotá, Jardín Botánico, Secretaría Distrital de Ambiente.
2. MANRIQUE, O.H. 2004. Guía Técnica para la Restauración Ecológica en Áreas con Plantaciones Forestales Exóticas en el Distrito Capital. DAMA.
3. DÍAZ-MARTÍN, R. 2007. Lluvia de semillas en zonas alteradas de alta montaña tropical en el Embalse de Chisacá. Localidad de Usme. En: O. Vargas (editor) 2007. Restauración ecológica del bosque altoandino. Estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores del Embalse de Chisacá, localidad de Usme. Bogotá D.C. Universidad Nacional de Colombia, Acueducto de Bogotá, Jardín Botánico, Secretaría Distrital de Ambiente.
4. DÍAZ, J., G. AMAT y O. VARGAS. 2007. Caracterización de la arthropofauna epigea en zonas alteradas de los alrededores del Embalse de Chisacá. En: O. Vargas (editor) 2007. Restauración ecológica del bosque altoandino. Estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores del Embalse de Chisacá, localidad de Usme. Bogotá D.C. Universidad Nacional de Colombia, Acueducto de Bogotá, Jardín Botánico, Secretaría Distrital de Ambiente.
5. LEÓN, O. 2007. Experimentos de restauración ecológica en plantaciones de *Pinus patula* (Embalse de Chisacá, Localidad de Usme). En: O. Vargas (editor) 2007. Restauración ecológica del bosque altoandino. Estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores del Embalse de Chisacá, localidad de Usme. Bogotá D.C. Universidad Nacional de Colombia, Acueducto de Bogotá, Jardín Botánico, Secretaría Distrital de Ambiente.
6. MORA, J., Y. FIGUEROA y T. VIVAS. 2007. Análisis multi-escala de la vegetación de los alrededores del Embalse de Chisacá (Cundinamarca, Colombia). Implicaciones para la formulación de proyectos de restauración ecológica a nivel local. En: O. Vargas (editor) 2007. Restauración ecológica del bosque altoandino. Estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores del Embalse de Chisacá, localidad de Usme. Bogotá D.C. Universidad Nacional de Colombia, Acueducto de Bogotá, Jardín Botánico, Secretaría Distrital de Ambiente.
7. RODRÍGUEZ, N. y O. VARGAS 2007. Especies leñosas nativas claves para la restauración ecológica del Embalse de Chisacá, basados en rasgos importantes de su historia de vida. En: O. Vargas (editor) 2007. Restauración ecológica del bosque altoandino. Estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores del Embalse de Chisacá, localidad de Usme. Bogotá D.C. Universidad Nacional de Colombia, Acueducto de Bogotá, Jardín Botánico, Secretaría Distrital de Ambiente.
8. SALAMANCA B. y G. CAMARGO. 2000. Protocolo Distrital de Restauración Ecológica. Guía para la restauración de ecosistemas nativos en las áreas rurales de Santa Fe de Bogotá. Departamento Técnico Administrativo del Medio Ambiente y Fundación Bachaqueros.

📍 Orlando Vargas, Biólogo
Universidad Nacional de Colombia
jovargasr@unal.edu.co

📍 Adriana Díaz Espinosa, Bióloga
Universidad Nacional de Colombia
amdiaze@unal.edu.co

CARACTERIZACIÓN DE LA VEGETACIÓN

El pastizal y el pastizal-matorral, hacen parte de las coberturas predominantes en los predios del Acueducto de Bogotá, ocupando el 10% y 4% respectivamente, las plantaciones de especies exóticas ocupan el 49.5 % y el matorral mixto el 15.3%.

Los pastizales que hacen parte de los predios aledaños al embalse de Chisacá se presentan básicamente en terrenos de pendientes bajas, en donde se mantiene un pastoreo continuo de ganado bovino y caballar. Los pastizales están constituidos principalmente por especies herbáceas nativas y no nativas, siendo las dominantes *Taraxacum officinale*, *Anthoxanthum odoratum* y *Lachnema orbiculata* (4)

En el pastizal **las hierbas no nativas anemócoras** son las dominantes en cuanto a cobertura (44%), mientras **las hierbas nativas anemócoras** son las de mayor número de especies (41%). Las especies más representativas de las hierbas no nativas anemócoras son *Anthoxanthum odoratum* y *Taraxacum officinale*, siendo *A. odoratum* el mayor constituyente de la matriz de gramíneas. Las hierbas nativas anemócoras más dominantes son *Hypochaeris sessiliflora*, *Noticastrum marginatum*, *Hydrocotyle bomplandii* y *Paspalum hirtum*.

En la zona de pastizal se encuentra pequeños núcleos de regeneración los cuales están conformados principalmente por elementos que se encuentran en el matorral mixto. De las 149 especies registradas en el potrero, 54 se encuentran formando núcleos de regeneración y de éstas sólo 33 se encuentran en los núcleos y no en las zonas abiertas. Algunas especies que conforman los núcleos de regeneración son: *Chromolaena bullata*, *Ageratina tinifolia*, *Ageratina gracilis*, *Berberis goudotii*, *Hesperomeles goudotiana*, *Hypericum juniperinum*, *Salpichroa tristis*, *Vallea stipularis*, *Valeriana pavonii*, entre otras.

La Unidad de Pastizal-Matorral corresponde a zonas de transición entre estos dos ambientes, por lo que presenta características intermedias. Es una zona donde se mezclan áreas con fisionomía de pastizal y áreas con árboles y arbustos de matorral, además de muy pocos individuos

de especies introducidas como *Acacia melanoxylon* y *Eucaliptus globulus*; sin embargo, las especies dominantes siguen siendo típicas de ambientes pastoreados (*Anthoxanthum odoratum* y *Holcus lanatus*). Esta conformación parece estar relacionada con disturbios por pastoreo, que en relación con los pastizales, es de menor intensidad y frecuencia, donde se ha permitido que la regeneración de la vegetación nativa se exprese por sectores (4).

La unidad de Pastizal-Matorral alcanza alturas máximas de 5 a 6 m y no posee un dosel ni un estrato leñoso continuo. Las hierbas anemócoras nativas y no nativas dominan en esta cobertura, aunque hay cierta representatividad de árboles nativos anemócoros y zoócoros.

La composición en el pastizal-matorral es muy semejante al pastizal, las hierbas anemócoras nativas y no nativas son los grupos de especies más importantes en cuanto a riqueza (37% y 12%) y cobertura (23% y 36%), presentándose nuevamente que las hierbas nativas anemócoras están representadas por muchas especies, mientras que dominan pocas especies de las hierbas no nativas anemócoras. La cobertura del grupo de las no nativas anemócoras se debe básicamente a *Holcus lanatus* y *Anthoxanthum odoratum*. Otros grupos de especies importantes son los arbustos nativos anemócoros y los árboles nativos zoócoros, con riquezas y coberturas cercanas al 10%, de los cuales únicamente el árbol nativo zoócoro *Gaultheria anastomosans* es una especie dominante y la común en los arbustales regenerativos dispersos en la unidad. La cobertura de los arbustos nativos anemócoros se debe a todo el conjunto de especies, siendo sin embargo *Arcytophyllum nitidum*, *Brachyotum strigosum*, *Hypericum juniperinum* y *Ageratina gracilis* algunas especies importantes, estos taxa también se observan en zonas de regeneración. Los demás grupos tienen una importancia mínima en el pastizal-matorral (4).



LIMITANTES PARA LA RESTAURACIÓN DE PASTIZALES

En los potreros la composición de especies en la lluvia de semillas está dominada principalmente por plantas anemócoras, de las cuales la mayoría son hierbas exóticas y nativas. Aunque se registraron elementos de los matorrales mixtos cercanos a los pastizales, la deposición de estas semillas fue muy baja. Es por esto que sin ningún tipo de intervención, estas zonas pueden permanecer dominadas por hierbas y pastos exóticos, con alguna incidencia de plantas nativas de subpáramo (3). Por otro lado si se llegara a eliminar el pastoreo definitivamente se esperaría que la dominancia de las especies herbáceas invasoras de los pastizales disminuyera siendo reemplazada por especies nativas de porte leñoso como se puede observar para el pastizal-matorral.

Sin embargo, este avance en la sucesión puede darse a velocidades muy bajas, teniendo en cuenta que el pastizal-matorral que se observa hoy corresponde a un proceso de por lo menos 25 años (4).

Con respecto al potencial de regeneración de las especies ornitócoras, sólo un poco más de la mitad de las especies de la oferta de plantas fue utilizada por las aves frugívoras y sólo una de las 19 especies registradas (*Phytolacca bogotensis*) pudo germinar en el suelo desnudo, aunque posteriormente murió por el efecto de las heladas. Es decir que aunque especies como *Hesperomeles goudotiana*, *Salpichroa trisitis* y *Miconia ligustrina* tengan un alto potencial de regeneración al tener un alto factor de dispersión y porcentaje de germinación (en invernadero), llama la atención que no puedan establecerse en el suelo desnudo (9).

El banco de semillas, por su parte, estuvo dominado principalmente por especies herbáceas como *Carex bonplandii*, *Calandrinia ciliata*, *Rorippa cf. pinnata* y *Taraxacum officinale* (1), entre las cuales se encuentran síndromes de anemocoria, zoocoria y barocoria. Estas especies también germinaron en las plantaciones de pino y en los matorrales, únicamente *T. officinale* germinó en el BSG del pastizal. Dada la abundancia y riqueza de especies herbáceas en el potrero y también en los otros ecosistemas antrópicos, se deduce que el potencial de regeneración del banco de semillas es muy bajo y carece de especies arbustivas nativas con la capacidad de iniciar un proceso de regeneración. La intensidad y el tiempo de uso agropecuario y el manejo subsiguiente que se le dio a los predios del acueducto causaron que el BSG de los diferentes tipos de vegetación en los alrededores del embalse de Chisacá, presenten una menor densidad de semillas y riqueza de especies y una total dominancia de especies herbáceas, en comparación con lo encontrado en ecosistemas altoandinos menos intervenidos (1).

La predación de semillas post-dispersión en el potrero y en general en los otros ambientes evaluados fue especie-específica; no obstante, se presentó una tendencia a ser consumidas más rápido y en mayor proporción las semillas pequeñas que las grandes (6). Esto podría explicar en parte la ausencia de semillas arbustivas anemócoras y ornitócoras en el banco de semillas tanto de los matorrales como en el potrero, ya que aunque hay limitantes en la dispersión de especies arbustivas hacia las zonas de potrero, de todas formas si existe un flujo desde el matorral, de especies arbustivas de semillas pequeñas como *Bacharis* spp. Igualmente, la Predación pudo influir en la falta de germinación de las semillas dispersadas por aves debajo de las perchas experimentales. Todos estos resultados confirman que aunque haya dispersión de propágulos, no se forma un banco de semillas germinable de especies arbustivas nativas y por tanto este mecanismo de regeneración del ecosistema se ha perdido.

Así se superen las barreras a la dispersión, la fase de establecimiento y persistencia aún presenta muchas barreras por superar. El pastoreo en Chisacá, por ejemplo, es continuo a pesar de que esta zona es una Reserva del Acueducto de Bogotá. Las desventajas de esta práctica son múltiples como por ejemplo la compactación del suelo y la selección de especies tolerantes a la presión del pastoreo (4); igualmente, la dominancia de especies herbáceas en los potreros, pueden a su vez influir negativamente en el crecimiento y supervivencia de plántulas de árboles y arbustos debido a la competencia por diferentes recursos.

El éxito en el establecimiento de una planta depende también de su relación con el suelo, las micorrizas y otros microorganismos cumplen un papel biológico importante en la asimilación de nutrientes, las habilidades competitivas, la prevención de patógenos entre otros. Teniendo en cuenta que la formación y función de las micorrizas están afectadas por condiciones edáficas como: la composición del suelo, la humedad, la temperatura, el pH, la capacidad de intercambio catiónico, la compactación del suelo y la presencia de metales y pesticidas; en suelos degradados el potencial de micorrización suele disminuir drásticamente e incluso desaparecer, debido a las distintas prácticas antrópicas. Esto se encontró en los pastizales de Chisacá en donde la colonización total, colonización arbuscular y número de esporas del suelo de pastizal, difirió significativamente del suelo rizosférico de *Vallea stipularis* y *Hesperomeles goudotiana*, dos especies nativas con un alto potencial para usar en restauración (10).

Las condiciones climáticas fueron de los factores que de manera más evidente afectaron el crecimiento y supervivencia de las especies sembradas en los potreros y el borde Ripario potrerizado en Chisacá e incluso de individuos que colonizaron de forma natural en las perchas de establecimiento (9). Dentro de las plantas afectadas se encontraban tanto individuos juveniles y adultos de especies herbáceas y arbustivas (2,5,8), algunas de las cuales son ampliamente recomendadas en procesos de restauración. Son las heladas que ocurren durante la época seca a comienzo de año las que pueden arrasar con la biomasa epígea en pie de los individuos. Especies que se pensaban que podrían servir como formadoras de dosel en los potreros tuvieron una altísima suscepti-

bilidad a éste fenómeno y las especies que más toleraron las bajas temperaturas tienen tasas de crecimiento muy lentas como para acelerar la formación de núcleos de vegetación nativa dentro del potrero (2). Por otro lado, aunque muchas de las especies evaluadas tienen la capacidad de regenerar vegetativamente después del disturbio, la ausencia de un microambiente favorable, hace muy efímeros los retoños y como tal no se puede asegurar como un mecanismo de persistencia de un individuo con la capacidad de aportar en el crecimiento poblacional de su especie, en comparación con el banco de retoños evaluado por Cardona (1).

TIPOS DE POTREROS

Las áreas potrerizadas de los alrededores del embalse de Chisacá son de dos tipos de acuerdo a su cercanía al espejo de agua, sea este río o embalse:

I. POTREROS DEL CORREDOR RIPARIO DEL RÍO CHISACÁ Y EN CERCANÍAS DEL EMBALSE

Estos potreros se encuentran ubicados en el sector sur occidental de la Reserva. Esta zona presenta diferentes factores de estrés ambiental como vientos fuertes, inundaciones periódicas durante la época húmeda y el estrés hídrico en época seca con ocurrencia de heladas (enero-marzo), adicionalmente aunque esta zona se encuentra cercada recibe el impacto de ganado local. Dentro del estrés biótico sobresale la competencia de especies herbáceas, por ejemplo la vegetación que regenera alrededor de árboles plantados son principalmente pastos y hierbas exóticas de *Holcus lanatus*, *Anthoxanthum odoratum*, *Trifolium sp.*, *Lachaemilla orbiculata* y *Taraxacum officinale* y es ligeramente mayor su cobertura en las parcelas con árboles sembrados cada 4 m. Además están ausentes los arbustos y matorrales nativos.

Para restaurar estos potreros se recomienda primero revegetalizar los bordes del río y del embalse de la siguiente manera:

1. Descompactación del suelo
2. Aplicar enmiendas orgánicas o inorgánicas
3. Siembra de las siguientes especies:
 1. *Salix humboldtii* (Sauce)
 2. *Lupinus bogotensis* (Chocho)
 3. *Escallonia myrtilloides* (rodamonte)
 4. *Polylepis quadrijuga* (Colorado)
4. Conformación de grupos de especies de la siguiente forma:
 - A. Franja de *Salix* (3 m desde la ribera del río)
Sembrados a 1 m de distancia
 - B. Franja de sauces (los siguientes 3 m)
En una matriz de chochos
 - C. Franja de rodamonte y colorado (los siguientes 3 m)
En una matriz de chochos

La formación de estas franjas permite la conformación de barreras rompevientos que contribuyen a la restauración de los potreros aledaños.

Las cuatro especies leñosas elegidas tienen en común los siguientes aspectos: son tolerantes a inundaciones y heladas, y se propagan muy bien vegetativamente.

2. POTREROS EN PENDIENTE

La otra clase de pastizal son los potreros ubicados en el sector occidental del embalse, dentro de los cuales se ubican zonas con diferentes pendientes y con presencia o no de matorrales nativos y o plantas exóticas de *Eucalyptus globulus*, *Cupresus lusitanica*. Igualmente, es importante tener en cuenta que en los potreros del borde del embalse empiezan a evidenciarse matorrales de *Ulex europaeus*, cuyo control debe tenerse en cuenta en las estrategias de restauración del potrero.

Por otro lado, se observa que los matorrales con plantas nativas, aunque son pocos, predominan más en topografías onduladas, en cambio los árboles exóticos fueron plantados en áreas de poca pendiente.

Se recomiendan los siguientes pasos para la restauración en general de los potreros:

PASOS PARA LA RESTAURACIÓN DE LOS POTREROS DE LOS ALREDEDORES DEL EMBALSE DE CHISACÁ

PASO 1. Selección de los sitios.

PASO 2. Remoción de pastos y descompactación del suelo.

PASO 3. Enmiendas y micorrización.

PASO 4. Conformación de barreras rompevientos artificiales.

PASO 5. Selección de especies.

PASO 6. Conformación de núcleos de facilitación.

PASO 7. Ampliación de núcleos de vegetación en parcelas ya establecidas.

PASO 8. Enriquecimiento con especies nativas y captura de semillas dispersadas por aves (presión de propágulos).

PASO 9. Monitoreo.

En la Figura 1 se agrupan estos pasos de acuerdo al tipo de intervención o manipulación del ambiente en: a) manipulación del ambiente físico, b) manipulación del ambiente químico y c) manipulación del ambiente biológico.

PASO 1

Selección de sitios

- a) Se debe precisar hasta donde puede llegar la influencia del borde ripario. En las épocas de mayor precipitación pueden ocurrir inundaciones que causan mortalidad a las especies nativas.
- b) Es muy importante entender la dinámica hídrica estacional de los potreros en relación con la pendiente. El cambio climático actual implica épocas con exceso de precipitaciones (fenómeno de la Niña) y es mejor no iniciar procesos de restauración, sino de revegetalización en las áreas potencialmente inundables, con especies leñosas adaptadas a bordes de ríos.
- c) Se debe garantizar la eliminación total del pastoreo de ganado.
- d) Se recomienda tener un gradiente de pendientes en áreas continuas, para incluir toda la heterogeneidad ligada a la topografía y al suelo.
- e) Se debe evaluar el estado de los suelos.

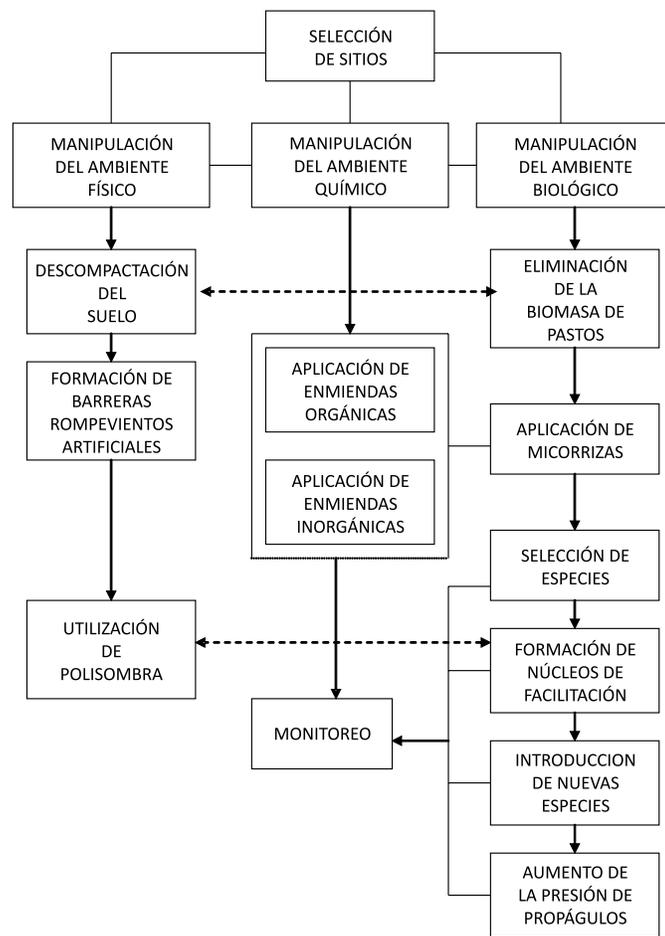


Figura 1. Proceso para la restauración ecológica de potreros.

PASO 2

Remoción de pastos y descompactación mecánica del suelo

Es necesario remover totalmente la biomasa epigea e hipogea de los pastos invasores y descompactar el suelo, para lo cual se recomienda utilizar un tractor que al mismo tiempo que remueve la biomasa epigea e hipogea, descompacta el suelo por la remoción de los primeros centímetros del suelo.

La historia de uso de estos potreros con agricultura y pastoreo ha transformado totalmente los suelos disminuyendo su porosidad e impidiendo que se desarrollen bien las raíces de especies leñosas. La remoción histórica del suelo para agricultura y la aplicación de nutrientes cambió su condición biológica y química. Un problema adicional es que los bancos de semillas de estos potreros están llenos de malezas altamente competitivas. Se recomienda entonces la descompactación mecánica del suelo.

PASO 3

Enmiendas y micorrización

En caso de que los suelos sean ácidos y tengan niveles bajos de nutrientes es necesario aplicar enmiendas químicas y/o orgánicas. En Chisacá se presentan suelos ligeramente ácidos (pH 5.6), con altos niveles de carbono orgánico y nitrógeno y bajos

niveles de fósforo. La colonización micorrícica es baja en la vegetación del pastizal, pero alta en especies como *Hesperomeles goudotiana* y *Vallea stipularis* lo cual indica que las especies nativas son micotróficas y que para tener éxito en la siembra de especies nativas se debe tener en cuenta este factor (10).

PASO 4

Conformación de barreras rompevientos artificiales

Uno de los problemas para la restauración de los potreros de Chisacá es el estrés causado por vientos permanentes para lo cual se recomienda conformar núcleos protegidos del viento con tela plástica verde, colocándola de tal forma que proteja gran cantidad de las especies sembradas.

Estas barreras pueden tomar diferentes formas de acuerdo a la localización del terreno y a la dirección del viento.

PASO 5

Selección de especies

De acuerdo a la evaluación realizada (7), tomando rasgos de historia de vida se encontraron cinco especies de importancia para la restauración de los potreros de Chisacá: *Myrcianthes leucoxila*, *Hesperomeles goudotiana*, *Vallea stipularis*, *Brugmancia sanguinea*, *Berberis goudotii*. Todas estas especies crecen en la zona y obtuvieron los puntajes más altos dadas sus características ecológicas e individuales para resistir las condiciones de los potreros. También se pueden considerar otras especies como: *Symplocos theiformis*, *Holodiscus argenteus*.

De las especies más importantes por su resistencia y crecimiento se encuentra *Escallonia myrtilloides* la cual es la especie más resistente a las condiciones de potrero (8). Otra especie que no está en la zona y que tiene las mismas características de *E. myrtilloides* es *Polylepis quadrijuga*. Ambas especies tienen muy buena reproducción vegetativa, lo cual facilita un programa de propagación masiva. Estas dos especies conformaron en el pasado grandes bosques de transición entre páramo y bosque altoandino y actualmente forman pequeños bosquitos en el páramo de Sumapaz.

Otro tipo de especies son las formadoras de dosel para lo cual se sugiere para el estrato herbáceo a *Vicia andicola* y para el estrato arbustivo a *Lupinus bogotensis* (2).

PASO 6

Conformación de núcleos de facilitación

Los núcleos de facilitación son grupos de especies que forman condiciones especiales para el establecimiento o crecimiento de otras especies. Estos núcleos se pueden diseñar con las especies sugeridas en el paso 5 sembradas dentro de matrices de *V. andicola* o *L. bogotensis*, o la combinación de ambas.

Es muy recomendable alternar con el establecimiento de mallas plásticas como una estrategia rompevientos y el uso de poliosombra o plástico para que proteja las plantas de el estrés hídrico debido a las altas temperaturas durante el día y el frío debido a las heladas que se presentan durante la madrugada.

Se propone tener en cuenta las siguientes recomendaciones previas a la siembra de especies nativas en estos potreros Realizar la siembra de los individuos al inicio de la temporada de lluvias y después de que se presentan las heladas, con el fin de que las plantas tengan un mayor tiempo de aclimatación antes de que ocurra el siguiente disturbio (5).

- a) Adicionalmente debe considerarse la remoción de las especies de pastos y otras especies que cubren el estrato herbáceo como *Taraxacum officinale* y *Rumex acetosella*, con el fin de reducir la competencia que generan, además de la presencia de babosas y otros herbívoros que proliferan en la temporada húmeda y que causan estrés o mortalidad a las plantas que regeneran.

- b) La adición de enmiendas orgánicas al suelo podría también potenciar el éxito de la siembra, dado que muchos de los recursos sobre los pastizales se encuentran agotados y la estructura misma del suelo alterada.
- c) La instalación de barreras contra la radiación solar y las heladas (polisombra) es necesaria especialmente al comienzo de la siembra, con el fin de minimizar el efecto de éstos factores adversos. En algunos terrenos, la construcción de zanjas para el drenaje puede ser una estrategia fácil para reducir el estrés hídrico al que se exponen las plantas sembradas en el corredor ripario.
- d) La siembra de plantas rompevientos como *Salix humboldtii* y que eventualmente pueden contribuir a reducir el impacto de las heladas.
- e) La siembra de parcelas con especies niñeras con alta tolerancia ambiental con el fin de que generen un microambiente propicio para el establecimiento de las primeras y se constituyan en barrera para la invasión, especialmente de pastos.

Igualmente es necesario probar nuevas especies las cuales se encuentran conformando los núcleos de regeneración en otras zonas de potrero de la reserva, éstas muestran resistencia a las condiciones del pastizal e incluyen desde hierbas y lianas hasta árboles, tanto zoócoros como anemócoros (4):

Los núcleos de regeneración con diversidad de grupos de especies, deben incluir especies de fácil dispersión y rápido crecimiento como *Ageratina spp* y *Bacharis spp*, acompañados con árboles colonizadores zoócoros como *Vallea stipularis*, *Miconia ligustrina* y *Monnina aestuans*, al igual que con lianas como *Valeriana pavonii* y *Muehlenbeckia tamnifolia*.

Luego de que los individuos de las especies colonizadoras logren establecerse, es muy importante procurar que lleguen otras especies enriquecedoras, que pueden contribuir a aumentar la diversidad y favorecer la llegada de fauna. Algunas especies se presentan en la Tabla 1.

PASO 7

Ampliación de núcleos de vegetación en parcelas ya establecidas

Con la siembra de especies leñosas nativas sugeridas en el paso 5 y con el enriquecimiento del suelo por medio de la siembra de especies fijadoras de nitrógeno como *Lupinus bogotensis* y *Vicia andicola*, se busca ampliar núcleos ya existentes. La siembra en áreas intermedias entre núcleos ya establecidos, busca la formación de conectores de vegetación.

PASO 8

Enriquecimiento con especies nativas y captura de semillas ornitócoras (presión de propágulos)

En la medida que avanza el proceso se introducen las especies dominantes del ecosistema de referencia, una vez las condiciones microclimáticas lo permitan. Estas especies son: *Weimannia tomentosa*, *Drymis granatensis*, *Ocotea spp.* *Oreopanax spp.*

La utilización de perchas para aves es recomendable para que aumente la presión de propágulos (lluvia de semillas) de especies nativas. Sin embargo, es importante tener en cuenta que no todas las especies dispersadas por aves contribuyen a desarrollar trayectorias sucesionales hacia bosque, dado que la alteración del bosque favorece la paramización.

PASO 9

MONITOREO

Monitoreo de crecimiento y mortalidad

Las especies plantadas deben ser evaluadas en sus tasas de crecimiento, sobrevivencia, cobertura.

Monitoreo de los núcleos de facilitación

Crecimiento de las especies en los núcleos, llegada de nuevas especies nativas, aumento de la presión de propágulos.

Monitoreo de las características del suelo

Se deben tomar muestras de suelo con el fin de establecer los cambios generados por las especies en el suelo. Valores físico-químicos, cambios en la artropofauna.

Tabla 1. Especies enriquecedoras.

GRUPO FUNCIONAL	FAMILIA	ESPECIE
Árboles nativos anemócoros	Asteraceae	<i>Ageratina tinifolia</i>
	Asteraceae	<i>Baccharis prunifolia</i>
	Saxifragaceae	<i>Escallonia paniculada</i>
Árboles nativos zoócoros	Aquifoliaceae	<i>Ilex kunthiana</i>
	Elaeocarpaceae	<i>Vallea stipularis</i>
	Ericaceae	<i>Gaultheria anastomosans</i>
	Melastomataceae	<i>Miconia ligustrina</i>
	Melastomataceae	<i>Monnina aestuans</i>
	Myrtaceae	<i>Myrcianthes leucoxylla</i>
	Rosaceae	<i>Hesperomeles goudotiana</i>
	Solanaceae	<i>Cestrum buxifolium</i>
Arbustos nativos anemócoros	Asteraceae	<i>Ageratina gracilis</i>
	Asteraceae	<i>Baccharis bogotensis</i>
	Asteraceae	<i>Baccharis latifolia</i>
	Asteraceae	<i>Baccharis resoluta</i>
	Asteraceae	<i>Baccharis tricuneata</i>
	Hypericaceae	<i>Hypericum juniperinum</i>
	Rubiaceae	<i>Arcytophyllum nitidum</i>
Arbustos nativos zoócoros	Berberidaceae	<i>Berberis goudotii</i>
	Melastomataceae	<i>Miconia elaeoides</i>
	Solanaceae	<i>Salpichroa tristis</i>
Hierba nativa anemócora	Asteraceae	<i>Achyrocline satuireioides</i>
	Asteraceae	<i>Conyza trihecatactis</i>
	Asteraceae	<i>Conyza uliginosa</i>
	Asteraceae	<i>Gnaphalium cf. graveolens</i>
	Crassulaceae	<i>Echeveria bicolor</i>
Liana nativa anemócora	Valerianaceae	<i>Valeriana pavonii</i>
Liana nativa zoócora	Polygonaceae	<i>Muelhenbeckia tamnifolia</i>

LITERATURA CITADA

1. CARDONA, A. 2007. Caracterización del banco de semillas germinable y potencial de regeneración del banco de retoños en tres tipos de vegetación de los alrededores del Embalse de Chisacá. En: O. Vargas (editor) 2007. Restauración ecológica del

bosque altoandino. Estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores del Embalse de Chisacá, localidad de Usme. Bogotá D.C. Universidad Nacional de Colombia, Acueducto de Bogotá, Jardín Botánico, Secretaría Distrital de Ambiente.

2. DIAZ, A. 2007. Patrones de respuesta a heladas en árboles altoandinos sembrados en potrero y borde ripario potrerizado. En: O. Vargas (editor) 2007. Restauración ecológica del bosque altoandino. Estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores del Embalse de Chisacá, localidad de Usme. Bogotá D.C. Universidad Nacional de Colombia, Acueducto de Bogotá, Jardín Botánico, Secretaría Distrital de Ambiente

3. DÍAZ-MARTÍN, R. 2007. Lluvia de semillas en zonas alteradas de alta montaña tropical en el Embalse de Chisacá. Localidad de Usme. En: O. Vargas (editor) 2007. Restauración ecológica del bosque altoandino. Estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores del Embalse de Chisacá, localidad de Usme. Bogotá D.C. Universidad Nacional de Colombia, Acueducto de Bogotá, Jardín Botánico, Secretaría Distrital de Ambiente.

4. MORA, J., Y. FIGUEROA y T. VIVAS. 2007. Análisis multi-escala de la vegetación de los alrededores del Embalse de Chisacá (Cundinamarca, Colombia). Implicaciones para la formulación de proyectos de restauración ecológica a nivel local. En: O. Vargas (editor) 2007. Restauración ecológica del bosque altoandino. Estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores del Embalse de Chisacá, localidad de Usme. Bogotá D.C. Universidad Nacional de Colombia, Acueducto de Bogotá, Jardín Botánico, Secretaría Distrital de Ambiente.

5. OROZCO, N. 2007. Crecimiento y desarrollo de cuatro especies nativas en el corredor ripario potrerizado del río Chisacá, sector Capilla del Hato, localidad de Usme. Bogotá D.C. En: O. Vargas (editor) 2007. Restauración ecológica del bosque altoandino. Estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores del Embalse de Chisacá, localidad de Usme. Bogotá D.C. Universidad Nacional de Colombia, Acueducto de Bogotá, Jardín Botánico, Secretaría Distrital de Ambiente.

6. PINZÓN, L. y O. VARGAS. 2007. Evaluación de la predación de semillas en los alrededores del Embalse de Chisacá. En: O. Vargas (editor) 2007. Restauración ecológica del bosque altoandino. Estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores del Embalse de Chisacá, localidad de Usme. Bogotá D.C. Universidad Nacional de Colombia, Acueducto de Bogotá, Jardín Botánico, Secretaría Distrital de Ambiente.

7. RODRÍGUEZ, N. y O. VARGAS 2007. Especies leñosas nativas claves para la restauración ecológica del Embalse de Chisacá, basados en rasgos importantes de su historia de vida. En: O. Vargas (editor) 2007. Restauración ecológica del bosque altoandino. Estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores del Embalse de Chisacá, localidad de Usme. Bogotá D.C. Universidad Nacional de Colombia, Acueducto de Bogotá, Jardín Botánico, Secretaría Distrital de Ambiente.

8. TRUJILLO, L. 2007. Evaluación de la regeneración natural y sobrevivencia de especies nativas en parcelas experimentales en potreros. En: O. Vargas (editor) 2007. Restauración ecológica del bosque altoandino. Estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores del Embalse de Chisacá, localidad de Usme. Bogotá D.C. Universidad Nacional de Colombia, Acueducto de Bogotá, Jardín Botánico, Secretaría Distrital de Ambiente

9. VELASCO-LINARES, P. 2007. Dispersión de semillas ornitócoras a zonas de potreros y zonas potrero-riparias del Embalse de Chisacá. En: O. Vargas (editor) 2007. Restauración ecológica del bosque altoandino. Estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores del Embalse de Chisacá, localidad de Usme. Bogotá D.C. Universidad Nacional de Colombia, Acueducto de Bogotá, Jardín Botánico, Secretaría Distrital de Ambiente.

10. WOLFFHUGEL, G y O. VARGAS 2007. Evaluación del estado de micorrización en *Vallea stipularis* L. y *Hesperomeles goudotiana* K. y efecto de la aplicación de micorrizas arbusculares en ambas especies. En: O. Vargas (editor) 2007. Restauración ecológica del bosque altoandino. Estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores del Embalse de Chisacá, localidad de Usme. Bogotá D.C. Universidad Nacional de Colombia, Acueducto de Bogotá, Jardín Botánico, Secretaría Distrital de Ambiente.

🌿 Orlando Vargas, Biólogo
Universidad Nacional de Colombia
jovargasr@unal.edu.co

PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN

La especie *Ulex europaeus* (retamo espinoso), es un arbusto mediterráneo de la familia Fabaceae, clasificada entre las especies invasoras más agresivas y difíciles para el control (2,3,4). En Colombia, la distribución de esta invasora se amplía, cada vez más en la zona andina, debido a su alta capacidad de regeneración por raíces y tocones, un banco de semillas abundante que puede permanecer viable por 70 años (2), dispersión balística, producción de grandes cantidades de frutos y semillas durante todo el año y hojas modificadas en espinas. Los abundantes bancos de semillas se expresan masivamente después de disturbios por fuego, lo cual dificulta su erradicación, si esta no se intenta en etapas tempranas del proceso de invasión (1). Su habilidad competitiva le permite colonizar rápidamente potreros abandonados, zonas de laderas erosionadas, bordes de quebradas y lugares donde se ha transformado el paisaje montañoso; desplazando o impidiendo la regeneración natural de la vegetación nativa.

Una vez establecidas, las poblaciones de retamo espinoso son muy difíciles de erradicar. No obstante, como arbusto heliófilo, su dependencia de la luz hace que el sombreado por plantas de rápido crecimiento o por medios artificiales sea una de las posibles opciones de manejo, ya que si bien no afecta la germinación, si disminuye su crecimiento y desarrollo (5,6,7).

La formación de bancos de semillas permanentes y persistentes es una de las estrategias que permite la persistencia del retamo espinoso. Cada planta adulta puede producir entre 600 y 1800 semillas, las cuales permanecen viables entre 40 y 70 años. El 75% de la distribución de las semillas en el suelo, está almacenado en los primeros cinco (5) centímetros, aunque pueden encontrarse a 15 centímetros por debajo de la superficie (véase referencias en 4 y 5).

Adicionalmente en el estudio de la evaluación del estado de invasión *U. europaeus* en cercanías del embalse de Chisacá, Zabaleta (7) caracterizó los parches de esta especie de diferentes áreas y se encontró que los parches de tamaño mediano y pequeño (entre 11 y 300 m²) presentan mayor producción de plántulas por área que los parches grandes (mayores de 300 m²).

Estos resultados llevan a concluir que la mayoría de las semillas de los parches pequeños tienen un menor tiempo de dispersión, son viables para permitir la expansión de la especie, por tanto las estrategias de control deben tomar en cuenta prioritariamente estos dos tipos de parches.

En consecuencia el retamo espinoso tiene dos rasgos de historia de vida que deben utilizarse para su control: a) su dependencia de la luz y b) la expresión inmediata del banco de semillas después de un disturbio, es decir el paso masivo de semilla a plántula, en donde se pueden eliminar fácilmente.

Debido a su condición heliófila el retamo no coloniza áreas cubiertas con dosel, sino lugares abiertos como bordes de carretera, corredores ribereños y potreros. Por este motivo el sombreado artificial o con plantas de rápido crecimiento es una de las opciones de control recomendadas (5)

Dada la importancia de los bancos de semillas en las estrategias de control se busca su agotamiento, mediante la repetición de ciclos de remoción y la simulación de un régimen de disturbios que promueva tanto la germinación como la mortalidad de las semillas (2,3,4,5)

PASOS PARA EL CONTROL

La invasión del retamo espinoso en los predios aledaños al Embalse de Chisacá tiene más de 50 años y las plantas se pueden encontrar en diferentes estados y formas como:

1. Plantas individuales
2. Parches medianos
3. Parches grandes

Para la erradicación de las plantas individuales se debe establecer un programa permanente de control liderado por los guardabosques de la EAAB, con el apoyo de los campesinos de las diferentes localidades.

Se recomienda cortar la planta desde la base del tronco y cubrir posteriormente, de una manera permanente, los tocones que quedan para debilitar la corona de retoños que se expresa inmediatamente después del corte. Es importante no dejar expuestos a la luz los tocones que quedan después del corte.

Se desea que estos tocones queden tan pequeños como sea posible con el objeto de disminuir la cantidad de puntos de rebrote (4).

Con base en los resultados de la investigación para parches grandes, a pequeña escala (4), dentro de los predios aledaños al Embalse de Chisacá, se recomiendan los siguientes pasos para la eliminación de parches medianos y grandes (mosaico de parches).

- PASO 1. Corte de biomasa aérea del retamo.
- PASO 2. Quema controlada in situ de la biomasa aérea.
- PASO 3. Remoción de raíces y troncos.
- PASO 4. Limpieza final con rastrillo.
- PASO 5. Eliminación de plántulas por sombra y competencia con otras especies introducidas y nativas.
- PASO 6. Formación de núcleos de especies nativas
- PASO 7. Introducción de nuevas especies nativas.
- PASO 8. Monitoreo

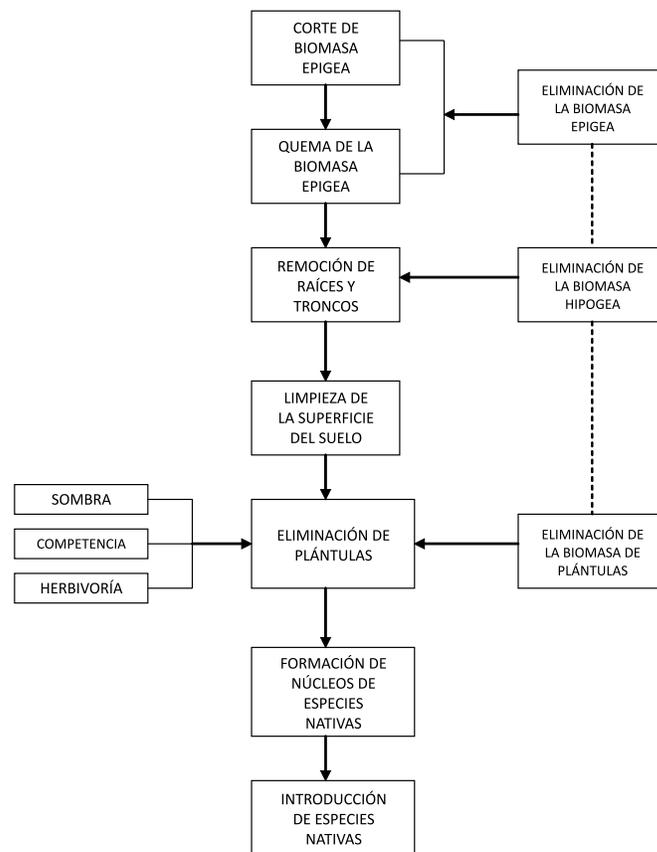


Figura 1. Proceso de control de *Ulex europaeus* en parches medianos y grandes.



Figura 2. Eliminación manual. Figura 3. Quema.

PASO 1. CORTE DE LA BIOMASA AÉREA (FIGURA 2)

El corte de la biomasa aérea de los parches se hace con machete. Cuando se están eliminando coberturas muy densas se emplean ayudas artesanales como “garabatos” (4) en forma de horqueta que sirven para separar los troncos y ramas que se van a cortar y evitar que los operarios se puedan lesionar con las espinas.

Se recomienda que los obreros que hagan esta tarea estén protegidos de las espinas del retamo, principalmente los ojos y las manos.

Es recomendable que este paso se realice al final de la época seca cuando los parches de retamo tienen muy poco contenido de agua, y por consiguiente el rebrote de los tocones es menos vigoroso.

PASO 2. QUEMA CONTROLADA *IN SITU* DE LA BIOMASA AÉREA (FIGURA 3)

Cuando las invasiones son tan extensas como en el caso de los alrededores del Embalse de Chisacá, la cantidad de biomasa acumulada después del corte es demasiada y su manejo se vuelve un problema, lo mejor en este caso es eliminarla poco a poco con quemas controladas. Su eliminación va a facilitar el paso siguiente.

Se recomienda tener todas las precauciones posibles para evitar que el fuego se extienda a otros tipos de vegetación.

PASO 3. REMOCIÓN DE RAÍCES Y TRONCOS

La eliminación de la regeneración vegetativa de raíces y tronco es el paso clave en el control del retamo. La única forma de lograrlo de una manera eficaz y a una escala grande, es utilizando un tractor que remueva las raíces y saque el tronco. Esto garantiza que no se va a presentar una regeneración vegetativa, la cual tiene una expresión rápida y vigorosa después del corte de la biomasa epigea.

Con la eliminación de los bancos de retoños del retamo espinoso, la única estrategia regenerativa viable, que le queda a la planta, es la expresión de los bancos de semillas, es decir la regeneración reproductiva.



Figuras 4 y 5. Remoción, limpieza y establecimiento de cuadrantes de sombreado.

PASO 4. LIMPIEZA CON RASTRILLO

Después del corte, quema y remoción se raíces y troncos, es necesario limpiar el terreno, para lograr al máximo la expresión del banco de semillas y la formación de las plántulas.

La limpieza se debe hacer con rastrillo tratando de remover los primeros centímetros del suelo para destapar el banco de semillas y lograr de esta forma su máxima expresión. La limpieza superficial del suelo y la remoción con rastrillo proporcionan una alta microheterogeneidad al suelo lo cual favorece la germinación.

PASO 5. ELIMINACIÓN DE PLÁNTULAS POR SOMBRA Y COMPETENCIA CON OTRAS ESPECIES INTRODUCIDAS Y NATIVAS

Para agotar el banco de semillas y su expresión como banco de plántulas se proponen dos estrategias así:

1. Eliminación por competencia conformando varios estratos de vegetación con plantas nativas e introducidas, de la siguiente manera:
 - a) formación de un estrato perenne herbáceo continuo con *Vicia andicola*,

- b) formación de un estrato denso arbustivo temporal con *Lupinus bogotensis*,
- c) formación de un estrato denso permanente con *Ricinus comunis*.
- 2. Hacer franjas de sombreado artificial con polisombra (Figuras 3 y 4).
- 3. Eliminación de plántulas por pastoreo de pequeños animales como ovejas y cabras.

En esta fase se expresan del banco de semillas especies herbáceas nativas e introducidas de las cuales *Phytolacca bogotensis* tiene una rápida expresión y es aconsejable dejar que forme parches que se combinen con los doseles herbáceos de *Vicia* y arbustivos de *Lupinus*.

PASO 6. CONFORMACIÓN DE NÚCLEOS DE ESPECIES NATIVAS

Conformados los estratos anteriores se hace un enriquecimiento con especies nativas, una vez esté garantizada la eliminación de las plántulas del retamo. Se recomienda en esta fase utilizar una combinación de especies pioneras o sucesionales tempranas nativas como *Smallanthus piramidales*, *Berberis* y especies del género *Bacharis*.

PASO 7. INTRODUCCIÓN DE NUEVAS ESPECIES NATIVAS

Posteriormente conformados doseles de especies pioneras se siembran especies sucesionales tardías como: *Hesperomeles*, *Vallea*, *Symplocus*, *Weimannia* y en general las especies leñosas arbóreas y arbustivas de las trayectorias sucesional posibles del bosque altoandino.

PASO 8. MONITOREO

- 1. Se debe monitorear posibles reinvasiones por plántulas o retoños de raíces y tocones.
- 2. Se debe monitorear el crecimiento en cobertura de las especies formadoras de doseles y su relación con la presencia de nuevas plántulas de retamo.
- 3. Se debe monitorear el crecimiento de las especies sucesionales tempranas y tardías y su sobrevivencia.

LITERATURA CITADA

- 1. BARRERA, J.I., H.F. RÍOS y C.A. PINZÓN. 2002. Planteamiento de una propuesta de restauración ecológica en áreas afectadas por el fuego y/o invadidas por el retamo espinoso (*Ulex europaeus* L.) en los cerros de Bogotá D.C. Pérez- Arbelaezia 13: 55-71.
- 2. RÍOS, H.F. 2001. Eliminación del retamo espinoso - *Ulex europaeus* L. (Fabaceae), como estrategia experimental de restauración de la vegetación en el Cerro de Monserrate. Bogotá D.C. Colombia. Tesis de Grado. Departamento de Biología. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá.
- 3. RÍOS, H.F y O. VARGAS 2003. Ecología de las especies invasoras. Pérez – Arbelaezia 14: 119-148. Jardín Botánico de Bogotá.
- 4. RÍOS, H.F. 2005. Guía Técnica para la restauración ecológica de áreas afectadas por especies vegetales invasoras en el Distrito Capital. Jardín Botánico de Bogotá José Celestino Mutis.
- 5. SÁNCHEZ-TAPIA A y O. VARGAS. 2007. Efecto del sombreado artificial sobre el retamo espinoso (*Ulex europaeus* L.) en el Embalse de Chisacá. Localidad de Usme, Bogotá D.C. En: O. Vargas (Ed.) Restauración ecológica del bosque altoandino. Estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores del Embalse de Chisacá (Localidad de Usme. Bogotá D.C.). Universidad Nacional de Colombia, Acueducto de Bogotá, Jardín Botánico, Secretaría Distrital de Ambiente.
- 6. ZABALETA, A. y O. VARGAS. 2007. Expresión *in situ* del banco de semillas germinable de *Ulex europaeus* y su relación con la estructura de los matorrales. En: O. Vargas (ed.) Estrategias para la restauración ecológica del bosque altoandino. El caso de la Reserva Forestal Municipal de Cagua. Cundinamarca. Universidad Nacional de Colombia – Colciencias.

7. ZABALETA 2007. Caracterización horizontal y vertical de los bancos de semillas germinables de *Ulex europaeus* L. (Fabaceae) en parches de diferentes tamaños en el Embalse de Chisacá. Localidad de Usme. Bogotá. D.C. En: O. Vargas (Ed.) Restauración ecológica del bosque altoandino. Estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores del Embalse de Chisacá (Localidad de Usme. Bogotá D.C.). Universidad Nacional de Colombia, Acueducto de Bogotá, Jardín Botánico, Secretaría Distrital de Ambiente.

ANEXO

Fichas de especies claves para la restauración

✉ Natalia Rodríguez R., Bióloga
Universidad Nacional de Colombia
naty_rr@yahoo.com

✉ Yisela Figueroa Cardozo, Bióloga
Universidad Nacional de Colombia
yfigueroac@unal.edu.co

Baccharis prunifolia

Asteraceae

Chilco



Arbusto de hasta 3 m de alto, con olor a trementina. Hojas simples, alternas, elípticas y con la margen ligeramente revoluta y aserrada hacia el ápice. Capítulos discordes dispuestos en corimbos terminales; las flores son de color crema o blanco. Fruto en aquenio, obovoide y con pappus blanco.

Distribución y hábitat: ampliamente distribuido en toda la región Andina colombiana, entre 2000–4300 m de altitud. Muy común en matorrales de subpáramo, en bordes de bosque andino, bordes carretera, potreros, áreas húmedas y zonas de plantaciones forestales de *Pinus patula*. Se asocia con individuos de las especies *B. goudotii*, *B. glutinosa*, *C. buxifolium*, *G. anastomosans*, *H. goudotiana*, *I. kunthiana*, *M. rupestris*, *M. elaeoides*, *M. lligustrina*, *M. leucoxylla*, *S. theiformis*, *V. Floribundum*, *V. stipularis*.

Usos e importancia: es cultivado en jardines y tiene bastante potencial para restaurar zonas alteradas. Se le conocen usos medicinales.

Rasgos de HV importantes para la restauración: Prefiere lugares con alta incidencia de luz. Su polinización es por viento o insectos. Sus semillas plumosas o lanosas son de dispersión anemócora.

Posee hojas herbáceas medianas de 6,32 cm² de contenido de materia seca medio (0,35 en promedio) lo cual la hace susceptible a herbivoría. Presenta una copa aparasolada de 0,92 m² en promedio de follaje medianamente denso. De producción de hojarasca baja en zona de pinos pero alta en las zonas potrero. Tiene la capacidad de rebrotar.

Berberis goudotii

Berberidaceae

Uña de gato



Arbusto de hasta 2 m de alto. Tallos con espinas. Hojas simples, alternas, agregadas, elípticas a oblongas y con una sola espina en el ápice. Flores hermafroditas, amarillas y dispuestas en racimos axilares y péndulos. Fruto en baya, elíptico y con el estigma persistente.

Distribución y hábitat: es una especie endémica de Colombia, conocida de la Cordillera Oriental, entre 2500 y 3400 m de altitud. Crece en matorrales bajos, en borde de caminos y potreros, a veces en los cercados. Se puede encontrar creciendo aislada o en parches más o menos pequeños; puede crecer junto con otros individuos de la misma especie; pero además crece asociado con individuos de *Baccharis prunifolia*, *Cestrum buxifolia*, *Ilex kunthiana*, *Hesperomeles goudotiana*, *Miconia ligustrina*, *Oreopanax mutissianus*, *Vaccinium floribundum*, *Gaultheria anastomosans*.

Usos e importancia: la pomada a base de esta especie ha sido utilizada para el tratamiento de la leishmaniasis cutánea. Sustancias de raíces y tallos son usadas por el pueblo como febrífugo, purgante, tónico, diaforético y especialmente extractos de la raíz como hemostático (García Barriga, 1974). Una sustancia de la raíz de tinte amarillo, se utilizó en Bogotá, para teñir algodón y lana (García Barriga, 1974).

Por sus espinas puede usarse para implantar cercas vivas.

Rasgos de HV importantes para la restauración: Demuestra amplia tolerancia a la luz ya que crece bajo luz directa o bajo sombra; Es una especie de polinización zoófila (abejorros y pájaros) y de dispersión zoócora. Posee hojas pequeñas y corneas lo que la hace resistente a la herbivoría. Presenta una copa de 2,1 m² en promedio, de follaje tupido, mejorando las condiciones de luz y temperatura bajo ella. La producción de hojarasca es moderada. Tiene la capacidad de rebrotar.

Importancia en la restauración ecológica: Especie pionera, ayuda en el proceso de dispersión en potreros, sirve de refugio para la fauna.

Brachyotum strigosum**Melastomataceae**

Zarcillos



Distribución y hábitat: sus individuos crecen aislados o en pequeños parches de matorral; es capaz de resistir las condiciones de plantaciones forestales de *Pinus patula*. Se le puede observar creciendo con las especies *B. prunifolia*, *B. glutinosa*, *G. anastomosans*, *I. kunthiana*, *M. rupestris*, *M. ligustrina*, *Stevia lucida*, *S. theiformis*, *V. stipulatrix*

Usos e importancia: según Santiago Cortés la decocción de toda la planta se emplea contra los cálculos de la vejiga y otras afecciones de las vías genitourinarias (García Barriga, 1974).

Rasgos de HV importantes para la restauración: Crece en condiciones de alta luminosidad. Es polinización zoófila, principalmente por abejorros. Su dispersión es zoócora. Posee hojas pequeñas (1,169 cm² en promedio), coriáceas lo que la hace resistente a la herbivoría. Presenta una copa de 0,5 m² en promedio, de follaje poco tupido. La producción de hojarasca es baja. Tiene la capacidad de rebrotar.

Brugmansia sanguinea

Solanaceae

Borrachero rojo, cacao sabanero



Árbol de hasta 6 m de alto. Hojas simples, alternas, oblongas, verde-claras, con la margen sinuada o lobada de forma poco profunda. Flores solitarias, axilares, colgantes, grandes, con el cáliz tubular, dentado, verde, con la corola en forma de embudo, amarillenta y la parte apical rojo-anaranjada. Fruto en cápsula carnosa, ovoide y con el cáliz persistente.

Distribución y hábitat: se encuentra ampliamente distribuida en la región Andina, entre 1500 y 4000 m de altitud. es raro encontrarla en condiciones naturales, pues ha sido una especie sembrada desde tiempos muy antiguos. Generalmente se puede observar en jardines, en linderos o en los alrededores de las fincas. Crece con *Solanum oblongifolium*, *V. stipularis*.

Usos e importancia: tiene sustancias narcóticas muy fuertes. En el pasado fue usada por los muiscas para sus rituales y actualmente se extraen sustancias como la escopolamina o “burundanga”, usada para dejar inconcientes a las personas. Sin embargo también tiene propiedades medicinales. En efecto, la daturina se emplea para calmar neuralgias y dolores de muchas enfermedades. Se emplea contra la tosferina, asma escencial y para resolver las contracciones espasmódicas del útero y la uretra. Se recomienda contra, la epilepsia, la corea y los cataplasmas para el reumatismo articular (García Barriga, 1974). También se cultiva como ornamental.

Ofrece protección a las márgenes hídricas y nacederos, es inductor de Bosque Altoandino; actúa como barrera contra heladas. Se aprovecha en cercas vivas y corredores ornitócoros.

Rasgos de HV importantes para la restauración: La polinización está mediada por colibríes. La dispersión puede ser barócora o zoócora. Aunque sus hojas son grandes (46,37 cm² en promedio) y herbáceas, es poco predada debido a sus sustancias. Aunque tiene una copa amplia (7,5 m² en promedio) y un follaje denso no se observan muchas plantas leñosas creciendo bajo ella. La producción de hojarasca es alta. Tiene la capacidad de rebrotar.

Ilex kunthiana

Aquifoliaceae

Palo blanco



Arbusto o arbolito de hasta 5 m de alto. Tallos y ramas con cicatrices notorias de las hojas caídas. Hojas simples, alternas, pequeñas, ovadas o elípticas, coriáceas. Flores pequeñas, en fascículos axilares y de color blanco. Fruto en drupa, globosa y carnososa, con el cáliz persistente.

Distribución y hábitat: especie propia de los ecosistemas de alta montaña, se encuentra distribuida en las tres cordilleras, entre 2400 y 3600 m de altitud. Crece en rastrojos altos y en la vegetación achaparrada de subpáramo. Es poco usual verla creciendo aislada. Es capaz de crecer en plantaciones de *Pinus patula*, y parches de *Ulex europaeus*. Además se asocia con las especies nativas *B. prunifolia*, *B. goudotii*, *C. buxifolia*, *G. anastomosans*, *H. goudotiana*, *M. elaeoides*, *M. ligustrina*, *O. mutissianum*, *S. theiformis*, *V. floribundum*, *V. stipularis*.

Usos e importancia: se ha empleado para la protección de cuencas.

Rasgos de HV importantes para la restauración: Posee polinización zoófila efectuada generalmente por abejas. Su dispersión es zoócora. Tolerancia condiciones de luz directa y de sombra. Tiene hojas corneas pequeñas (2,3 cm² en promedio), lo cual previene la herbivoría. Presenta una copa ovalada de 1,3 m² en promedio, con denso follaje. La producción de hojarasca es escasa. Tiene la capacidad de rebrotar

Hesperomeles goudotiana

Rosaceae

Mortíño



Arbolito o arbusto de hasta 3 m de alto. Ramas y hojas jóvenes con abundante tomento ferrugíneo, terminando en puntas agudas como espinas. Hojas simples, alternas, ovadas a obovadas, con la base cordada, cartáceas, con la margen crenada, con el haz generalmente glabro y el envés con tomento ferrugíneo. Inflorescencias axilares o terminales, en cimas de corimbos, tomentosas. Flores hermafroditas, blancas, el cáliz externamente con tomento ferrugíneo, con estambres numerosos. Fruto parecido a una baya, globoso, de color rojizo al madurar.

Distribución y hábitat: se encuentra en la Cordillera Oriental, entre 2500 y 3900 m de altitud. Hace parte de los matorrales de páramo y subpáramo, aunque también se puede encontrar aislado en borde de camino, en potreros, plantaciones de *Pinus patulay* parches de *Ulex europeus*. Se asocia con las especies nativas *B. prunifolia*, *B. goudotii*, *C. buxifolia* *G. anastomosans*, *I. kunthiana*, *M. elaeoides*, *M. ligustrina*, *V. floribundum* y *V. stipularis*.

Rasgos de HV importantes para la restauración: Posee polinización zoófila y dispersión zoócora gracias a sus atractivos frutos. Crece en condiciones de alta luminosidad a de sombra. Sus hojas medianas (de 5,3 cm² en promedio) son poco susceptibles de ser predadas gracias a su textura cartácea. Tiene una copa aparasolada de 3,26 m² en promedio, de follaje denso que proporciona condiciones favorables para el crecimiento de otras plantas. Produce gran cantidad de hojarasca. Es una especie que se asocia con micorrizas y con capacidad de rebrote.

Usos e importancia: es utilizado como medicinal para tratar espasmos. Con sus frutos se elaboraban dulces o se consumen directamente. Su madera se usa para mangos de herramientas. Puede tener un uso industrial, en la elaboración de jabón artesanal de propiedades astringentes (Tórrez, 2004). Es una especie melífera. Protege márgenes hídricas y nacederos, es inductor del Bosque Altoandino y funciona como barrera contra heladas. Puede ser utilizada en cercas vivas o como ornamental.

Symplocos theiformis

Symplocaceae

Té de Bogotá



Arbolito de hasta de 4 m de alto. Ramas y hojas nuevas con pubescencia café-dorada. Hojas simples, subopuestas o alternas, elípticas a ovadas, coriáceas, brillantes, con la margen aserrada y con la nervación visible por ambas caras. Flores axilares o terminales, dispuestas en fascículos de pocas flores o a veces flores solitarias, pequeñas, casi sésiles, hermafroditas, blancas, aromáticas y con numerosos estambres unidos a la base de la corola. Fruto en drupa, globoso, morado al madurar.

Distribución y hábitat: se conoce de las cordilleras Oriental y Central, entre 2400 y 3300 m de altitud. Especie propia del bosque altoandino y matorrales de subpáramo. También se observa ocasionalmente en zonas alteradas como potreros y plantaciones de *Pinus patula*. Crece con: *B. prunifolia*, *B. goudotii*, *Brachyotum strigosum*, *B. glutinosa*, *G. anastomosans*, *H. goudotiana*, *I. kunthiana*,

M. rupestris, *M. Elaeoides*, *M. Ligustrina*, *Monnina aestuans*, *O. Mutisianum*, *V. floribundum*, *V. stipularis*,

Usos e importancia: la segunda infusión de las hojas se utiliza como bebida sucedania del té o el café, denominada “té de Bogotá”. El té puro o primera infusión tiene propiedades medicinales ya que esta astringente bebida se usa para dar “vigor y fuerza” a las personas con quebrantos de salud (García Barriga, 1974). Mutis afirmaba que el polvo de las hojas tostadas y maceradas, tomado por la nariz servía como estornudatorio (García Barriga, 1974). También podría ser aprovechada en la industria ya que sus raíces contienen materias colorantes amarillas o rojas (García Barriga, 1974).

Rasgos de HV importantes para la restauración: Su polinización es zoófila y su dispersión zoócora debido a sus drupas. Tiene hojas coriáceas pequeñas (3,52 cm² en promedio) lo que la hace menos susceptibles de ser predadas. Presenta una copa de 1,78 m² en promedio de follaje muy denso. Crece bajo condiciones de alta luminosidad o de sombra. La producción de hojarasca es alta. Posee la capacidad de retoñar.

Miconia ligustrina

Melastomataceae

Tuno



Arbusto de hasta 2 m de alto. Ramas jóvenes con indumento estrellado-ferrugíneo. Hojas simples, opuestas, elípticas a oblongo, con la margen revoluta y el envés amarillento y ligeramente estrellado. Flores pequeñas y de color crema dispuestas en panículas terminales y con los ejes pulverulentos. Fruto en baya, pequeña, blanco.

Distribución y hábitat: se conoce de las Cordilleras Oriental y Central, entre 2200 y 4300 m de altitud. Especie propia de los matorrales de páramo y subpáramo, aunque también se puede encontrar dentro de bosques altoandinos y en áreas alteradas como potreros, plantaciones forestales y borde de camino. Aunque puede crecer aislada, también se asocia con otras especies como *B. prunifolia*, *B. goudotii*, *C. buxifolia*, *H. goudotiana*, *G. Anastomosans*, *I. kunthiana*, *M. elaeoides*, *O. Mutisianum*, *S. theiformis*, *V. Floribundum*, *V. stipularis*.

Usos e importancia: su madera ha sido empleada para la elaboración de cabos de herramientas, además tiene potencial como planta para reforestación.

Rasgos de HV importantes para la restauración: Posee polinización zoófila y dispersión zoócora. Tolera condiciones de luz directa y de sombra.

Tiene hojas semicoriáceas medianas (7,38 cm² en promedio), lo cual no la hace muy propensa a la herbivoría. Aunque las plantas de esta especie presenta una copa alargada de 1,9 m² en promedio y follaje poco tupido, las condiciones microambientales mejoran bajo ellas. La producción de hojarasca es baja. Tiene la capacidad de rebrotar.

Myrcianthes leucoxylo

Myrtaceae

Arrayán



Arbusto pequeño o hasta 10 m de alto. Hojas simples, opuestas, elípticas a ovadas, glabras, aromáticas, con la margen entera, verdes, lustrosas por la haz y con glándulas esparcidas por el envés. Inflorescencias axilares, compuesta de tres flores. Flores hermafroditas, pequeñas, blancas; cáliz externamente con glándula; corola de pétalos libres, cóncavos, de borde ciliado y con glándulas; estambres numerosos. Fruto en baya, globoso, rojo al madurar.

Distribución y hábitat: se encuentra distribuida en toda la región Andina, entre 1000 y 3200 m de altitud. En condiciones naturales es una especie característica de los bosques andinos y matorrales de subpáramo. En ocasiones se puede observar en zonas de potrero y plantaciones forestales de *Pinus patulak* y all borde de carreteras y caminos. Crece con individuos de las especies *B. prunifolia*, *B. goudotii*, *C. buxifolia*, *I. kunthiana*, *G. anastomosans*, *M. elaeoides*, *M. ligustrina* y *V. stipularis*

Usos e importancia: Tiene uso alimenticio y propiedades medicinales pues se usan en el control de diabetes y en el alivio del dolor de muelas (hojas en emplasto). Además puede aprovecharse en la industrial (extractos acuosos e hidroalcohólicos con propiedades bacteriostáticas, Torres 2005). También se puede utilizar para hacer vinagre de Arrayán. Es además una especie de interés melífero (Grosso, Vargas, Pérez) y de atractivo ornamental. Es muy usada como maderable para mangos de herramientas y para postes de cercas, también ha sido propagada y usada como ornamental en parques y jardines y para reforestación

Rasgos de HV importantes para la restauración:

La polinización es zoófila, principalmente por abejas. Su dispersión es ornitócora ya que sus frutos son bayas. Tolera condiciones de luz directa y de sombra. Posee hojas coriáceas de 5,06 cm² en promedio, lo cual la hace más resistente a la herbivoría. Posee una copa amplia aparasolada de 1,45 m² en promedio de follaje denso. La producción de hojarasca es de media (en una plantación de pinos) a abundante (en zona de matorral). Tiene la capacidad de retoñar.

Es una especie que cumple numerosos servicios ambientales ya que protege márgenes hídricas y nacederos controla la erosión, recupera suelos y protege los taludes y es útil en corredores ornitócoros.

Vallea stipularis

Elaeocarpaceae

Campano, chaque, gaque, raque



Árbol o arbusto de hasta 10 m de alto, con el tallo muy ramificado. Hojas simples, alternas, cordadas y con un par de estípulas reniformes en la base del pecíolo. Flores grandes, vistosas y de color rosado, dispuestas en racimos terminales o axilares. Fruto en cápsula, globosa, carnosa, de color verde-amarillento y al madurar se torna de color café.

Distribución y hábitat: se encuentra en las tres cordilleras y en la Sierra Nevada de Santa Marta, entre 2600 y 3600 m de altitud. Especie propia de bosques altoandinos, crece en bosques secundarios, bordes de carretera y quebradas y en zonas alteradas de potrero, plantaciones forestales de *Pinus patula* y matorrales de *Ulex europeus*. Aunque puede crecer aislada también crece con individuos de *B. goudotii*, *G. anastomosans*, *H. goudotiana*, *I. kunthiana*, *M. Elaeoides*, *M. Ligustrina*, *Monnina sp.*, *M. leucoxylla*, *O. Mutisianum*, *S. theiformis*, *V. Floribundum*.

Usos e importancia: su madera es usada en ebanistería o para postes en cercados o aprovechada como leña. Por sus atrayentes flores es una especie ornamental y melífera.

Rasgos de HV importantes para la restauración: La polinización es zoófila, principalmente por abejorros y abejas. El fruto es una cápsula dehiscente de dispersión barócora o zoócora ya que posee un arilo amarillo atrayente para las aves. Tolera un rango amplio de incidencia de luz puesto que crece bajo luz directa o sombra. Presenta hojas herbáceas medianas de 13 cm² en promedio lo cual la hace susceptible a la herbivoría. Posee una copa amplia aparasolada de 5,8 m² en promedio y aunque su follaje poco denso, se observan plantas creciendo bajo su sombra. La producción de hojarasca es de escasa a moderada dependiendo de las condiciones en las que crezca. Es una especie capaz de retoñar y de asociarse con micorrizas.

Miconia elaeoides

Melastomataceae

Tuno



Arbusto de hasta 2 m de alto. Ramas jóvenes con indumento estrellado-ferrugíneo. Hojas simples, opuestas, elípticas a oblongo, con la margen revoluta y el envés amarillento y ligeramente estrellado. Flores pequeñas y de color crema dispuestas en panículas terminales y con los ejes pulverulentos. Fruto en baya, pequeña, blanco.

Distribución y hábitat: se conoce de las Cordilleras Oriental y Central, entre 2200 y 4300 m de altitud. Especie propia de los matorrales de páramo y subpáramo, aunque también se puede encontrar dentro de bosques altoandinos y en áreas alteradas como potreros y borde de camino y zonas con fuerte pendiente. Es común observar varios individuos creciendo a corta distancia. Crece con individuos de *B. goudotii*, *G. anastomosans*, *H. goudotiana*, *I. kunthiana*, *M. ligustrina*, *Monnina sp.*, *O. Mutisianum*, *S. theiformis*, *V. floribundum* o *V. stipularis*

Usos e importancia: su madera ha sido empleada para la elaboración de cabos de herramientas, además tiene potencial como planta para reforestación.

Rasgos de HV importantes para la restauración: La polinización puede ser anemófila o zoófila. El fruto es una baya verde-azul de 4 mm de diámetro, de dispersión zoócora. Tolerancia un rango amplio de incidencia de luz puesto que crece bajo luz directa o en zonas con sombra. Presenta hojas coriáceas medianas de 8,82 cm² en promedio, por lo cual es poco atacada por herbívoros. Posee una copa aparasolada de 1,62 m² en promedio de follaje denso, bajo el cual crecen plantas de otras especies. La producción de hojarasca es en general baja. Es una especie capaz de retoñar.

Monnina aestuans

Polygalaceae

Tintillo



Arbusto de hasta 4 m de alto. Tallos muy ramificados y follaje verde-oscuro. Hojas simples, alternas, elípticas, con la margen entera y ligeramente revoluta. Inflorescencias terminales y en racimos. Flores hermafroditas, azul-intenso o púrpura, externamente pubescentes; el cáliz con 5 partes, los 3 segmentos inferiores fusionados y los 2 superiores (alas) libres; la corola de 5 partes, los 2 superiores libres y los 3 inferiores unidos formando una carina, de color amarillo. Fruto en drupa, de color violeta al madurar.

Distribución y hábitat: se conoce del Macizo Colombiano, de las cordilleras Central y Oriental, de la Sierra Nevada de Santa Marta y de la Serranía del Perijá, entre 2600 y 4200 m de altitud. Frecuente en borde de bosque andino y en matorrales, pero escasa en orillas de quebradas y ausente en zonas alteradas de plantaciones forestales. Se asocia con individuos de las especies *B. glutinosa*, *B. prunifolia*, *G. anastomosans*, *M. ligustrina* y *S. theiformis*.

Usos e importancia: localmente ha sido usada para realizar baños medicinales. En San Francisco (Cundinamarca) es usada por los campesinos - con frecuencia y con buenos resultados- para cura la **sinusitis frontal**, macerando las hojas frescas en agua por dos o tres horas y luego filtrando el zumo con el cual hacen lavados por varios días (García Barriga, 1974).

Rasgos de HV importantes para la restauración: La polinización es zoófila, principalmente por abejorros y abejas los cuales seguramente se ven atraídos por las flores papilionadas. Las semillas se dispersan por zoocoria. Requiere principalmente de una alta incidencia solar para su crecimiento pero también puede crecer bajo sombra. Presenta hojas herbáceas pequeñas de 2,99 cm² en promedio de bajo contenido de materia seca (0,27 en promedio) lo cual la hace susceptible a la herbivoría. En efecto se ha visto que sus hojas son depredadas principalmente por mamíferos. La cobertura de su copa es poca (0,065 m² en promedio) y su follaje poco denso. La producción de hojarasca es de escasa en la zona riparia potrerizada. Es una especie capaz de retoñar.

Cestrum buxifolium

Solanaceae



Distribución y hábitat: Moderadamente frecuente en zonas alteradas como corredor ripario potrerizado y plantaciones forestales de pinos. Raras veces se le observa en matorrales de bosque andino. Se asocia con individuos de *B. prunifolia*, *B. goudotii*, *B. stringosum*, *G. anastomosans*, *H. goudotiana*, *I. kunthiana*, *M. rupestris*, *M. elaeoides*, *M. ligustrina*, *M. leucoxylla*, *V. floribundum* y *V. stipularis*.

Usos e importancia: Tiene un uso medicinal: Los tallos y hojas en decocción se usan como desinfectantes en las úlceras y otras enfermedades epidémicas. Así mismo se emplea para lavados rectales en las fiebres tifoideas y en el tifo (García Barriga, 1974).

Rasgos de HV importantes para la restauración:

La polinización es zoófilia y anemofilia. Las semillas se dispersan por zoocoria. Puede crecer tanto en zonas con alta incidencia solar como bajo sombra. Presenta hojas herbáceas pequeñas de 1,67 cm² en promedio de bajo contenido de materia seca (0,28 en promedio) lo cual la hace susceptible a la herbivoría. Su copa proporciona una baja cobertura (16 cm² en promedio) y su follaje es poco denso. La producción de hojarasca es de escasa. Es una especie capaz de retoñar.

Solanum oblongifolium

Solanaceae



Descripción: Árbol de hasta 3 m de alto.

Distribución y hábitat:

Se observa raramente en zonas potrerizadas. Esta ausente en plantaciones forestales de *Pinus patula*.

Se asocia con individuos de *V. stipularis*.

Usos e importancia: proporciona protección a las márgenes hídricas y nacederos. Sirve además para controlar la erosión, recuperar los suelos y proteger los taludes (DAMA, 2004)

Rasgos de HV importantes para la restauración: La polinización es anemófila. El fruto es una baya carnosa verde de 2 cm de diámetro y su dispersión es zoócora. Crece en zonas con alta incidencia de luz. Presenta hojas herbáceas grandes de 55,23 cm² en promedio y baja contenido de materia seca (0,146 en promedio) por lo cual es susceptible a la herbivoría.

Posee una copa alargada de 35 cm² en promedio de follaje moderadamente denso que solo proporciona sombra a arbustos pequeños. La producción de hojarasca es en general baja.

*Macleania rupestris***Ericaceae**

Uva camarona, uvo de monte



Arbusto de hasta 3 m de alto, las ramas algunas veces escandentes. Hojas simples, alternas, oblongas, con la margen revoluta. Flores tubulares, globosas y de color rojo, dispuestas en racimos cortos y axilares. Fruto en baya, globoso, morado o rojo al madurar y con el estilo persistente.

Distribución y hábitat: se encuentra en toda la región andina, incluyendo la Sierra Nevada de Santa Marta, entre 2100 y 3900 m de altitud. Es muy común en los bosques andinos y los matorrales de subpáramo y páramo, en todo tipo de ambientes como bordes de camino, alrededor de cultivos y potreros, bosques de eucaliptos y de pinos y en áreas pedregosas y muy alteradas. Se asocia con *B. prunifolia*, *B. goudotii*, *B. glutinosa*, *I. kunthiana*, *H. goudotiana*, *M. ligustrina*, *Monina aestuans*, *V. floribundum*, *Vallea stipularis*.

Usos e importancia: se acostumbra consumir los frutos directamente o para hacer vino que se toma como laxante suave. Se le atribuye propiedades astringentes y se emplea en la disentería y diarrea crónica. Contiene además tanino en hojas y frutos, ácido benzoico en hojas y frutos y ácido ascórbico, niacina y riboflamina en el fruto maduro (García Barriga, 1974).

Es eficiente en el control de la erosión, recuperación de suelos y la protección de taludes. Puede ser utilizado como cerca viva y en corredores ornitócoros (DAMA, 2004).

Rasgos de HV importantes para la restauración: La polinización puede ser anemófila o zoófila y la dispersión de su fruto es zoócora. Prefiere zonas sombreadas aunque también pueden crecer bajo alta incidencia de luz. Presenta hojas coriáceas grandes de 55,94 cm² en promedio y contenido de materia seca medio (0,35 en promedio) lo cual lo hace poco susceptible a la herbivoría.

Posee una copa amplia de 3,16 m² en promedio de follaje denso. La producción de hojarasca es escasa.



se imprimió en el mes de noviembre de 2007



ORLANDO VARGAS / EDITOR / GRUPO DE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA

