

See discussions, stats, and author profiles for this publication at: <https://www.researchgate.net/publication/259482694>

RESTAURACIÓN ECOLÓGICA EN ZONAS INVADIDAS POR RETAMO ESPINOSO Y PLANTACIONES FORESTALES DE ESPECIES EXÓTICAS

Book · August 2009

CITATIONS

41

READS

4,956

4 authors, including:



Orlando Vargas Ríos

National University of Colombia

175 PUBLICATIONS 1,634 CITATIONS

SEE PROFILE



Olga León

Fondo Patrimonio natural

34 PUBLICATIONS 261 CITATIONS

SEE PROFILE



Adriana Marcela Díaz

19 PUBLICATIONS 324 CITATIONS

SEE PROFILE



RESTAURACIÓN ECOLÓGICA

en zonas invadidas por retamo espinoso y plantaciones forestales de especies exóticas



Orlando Vargas / Olga León / Adriana Díaz Espinosa - editores

GRUPO DE RESTAURACION ECOLÓGICA - DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA - UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA

RESTAURACIÓN
ECOLÓGICA

RESTAURACIÓN ECOLÓGICA

en zonas invadidas por retamo espinoso y plantaciones forestales de especies exóticas

**RESTAURACIÓN ECOLÓGICA EN ZONAS INVADIDAS POR RETAMO ESPINOSO
Y PLANTACIONES FORESTALES DE ESPECIES EXÓTICAS**

Orlando Vargas / Olga León / Adriana Díaz Espinosa

Grupo de Restauración Ecológica

Editores

Universidad Nacional de Colombia

Facultad de Ciencias

Departamento de Biología

2009

RESTAURACIÓN ECOLÓGICA

en zonas invadidas por retamo espinoso y plantaciones forestales de especies exóticas

**RESTAURACIÓN ECOLÓGICA EN ZONAS INVADIDAS POR RETAMO ESPINOSO
Y PLANTACIONES FORESTALES DE ESPECIES EXÓTICAS**

Alcaldía Mayor de Bogotá
Secretaría Distrital de Ambiente
Convenio Interadministrativo 041 de 2007

© Universidad Nacional de Colombia
Facultad de Ciencias
Departamento de Biología
Grupo de Restauración Ecológica

© Convenio Interinstitucional Secretaría Distrital de Ambiente- Universidad Nacional de Colombia
© Autores Varios
Agosto de 2009

Primera edición, agosto de 2009

ISBN 978-958-719-314-5

Diseño Grafico

Miguel Gerardo Ramirez Leal
www.kilkadg.com

Fotografías y gráficos

Grupo de Restauración Ecológica

Impresión

Gente nueva

SAMUEL MORENO ROJAS

Alcalde mayor de Bogotá

MOISÉS WASSERMAN

Rector Universidad Nacional de Colombia

MARÍA ARGENIS BONILLA

Director Departamento de Biología

ORLANDO VARGAS RÍOS

Director grupo de Restauración
Departamento de Biología Universidad Nacional

JUAN ANTONIO NIETO ESCALANTE

Secretario Distrital de Ambiente

BERNARDO PRADA OSPINA

Subdirector de Ecosistemas y Ruralidad

SANDRA PATRICIA MONTOYA V.

Coordinadora Grupo Restauración Secretaría Distrital de Ambiente

PATRICIA VELASCO LINARES

Profesional de Apoyo Grupo de Restauración Secretaria Distrital de
Ambiente

ALEXANDRA PINZÓN

Delegada del Jardín Botánico de Bogotá José Celestino Mutis al Convenio
011-2000

CARLOS A. BELLO BLANCO

Delegado EAAB al Convenio 011-2000

Autores

LIZ ALEJANDRA AVILA RODRÍGUEZ

Bióloga
Universidad Nacional de Colombia
laavilar@unal.edu.co

DIEGO MAURICIO CABRERA AMAYA

Biólogo
Universidad Nacional de Colombia
dmcabreraa@bt.unal.edu.co

LILIANA CORZO RAMÍREZ

Bióloga
Universidad Nacional de Colombia
lcorzor@unal.edu.co

ADRIANA MARCELA DÍAZ ESPINOSA

Bióloga
Ms ciencias-Biología
Universidad Nacional de Colombia
amdiaze@bt.unal.edu.co

LAURA GIMENA FRANCO GÁMEZ

Bióloga
Universidad Nacional de Colombia
lgfrancog@unal.edu.co

OLGA ADRIANA LEÓN

Ecóloga
Ms (c) Gestión Ambiental
Pontificia Universidad Javeriana
oaleonm@unal.edu.co

WILMER MARÍN

Economista
Universidad Nacional de Colombia
wjmarinm@unal.edu.co

LUISA FERNANDA PINZÓN

Bióloga
Universidad Nacional de Colombia
lfpinzon@unal.edu.co

CARLOS ARTURO RODRÍGUEZ SÁNCHEZ

Biólogo
Universidad Nacional de Colombia
carodriguezs@unal.edu.co

ORLANDO VARGAS RÍOS

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

JULIÁN VILLANUEVA

Economista
Universidad Nacional de Colombia
jevillanuevar@unal.edu.co

Agradecimientos

El Grupo de Restauración Ecológica de la Universidad Nacional –Sede Bogotá, agradece a la Secretaría Distrital de Ambiente (SDA) por la financiación del proyecto “Propuesta para el desarrollo de investigaciones aplicadas de restauración ecológica y la consolidación de áreas piloto en plantaciones de especies exóticas y zonas invadidas por retamo espinoso en los alrededores del embalse de Chisacá” en el marco del Convenio 041 y en especial a Sandra Montoya por sus aportes y entusiasta participación.

De igual forma, al Convenio Interinstitucional Acueducto de Bogotá (EAAB), Jardín Botánico de Bogotá (JBB) y Secretaría Distrital de Ambiente (SDA), por la colaboración otorgada para la realización del proyecto y a los representantes de las entidades Carlos Bello (EAAB), Claudia Alexandra Pinzón (JBB) y Sandra Montoya (SDA) por todo su apoyo y colaboración en cada una de las fases del proyecto.

Queremos expresar nuestros más sinceros agradecimientos a la comunidad de la vereda El Hato por compartir sus conocimientos con nosotros y por su participación en el proyecto.

A los guardabosques de la EAAB por su apoyo y colaboración en la fase de campo de las investigaciones.

A la Unidad Administrativa de la Facultad de Ciencias de la Universidad Nacional de Colombia, por su disposición e incondicional ayuda con todos los trámites relacionados con el desarrollo del proyecto.

A la profesora y directora del Departamento de Biología Argenis Bonilla por su constante apoyo.

A los profesores Jaime Aguirre, Orlando Rivera y José Luis Fernández del Herbario Nacional Colombiano (COL) por su colaboración en el procesamiento del material vegetal.

A los profesores Gabriel Guillot y Luz Marina Melgarejo por el préstamo de los laboratorios.

A los auxiliares de campo, en especial a la familia Vela a quienes debemos parte del éxito del proyecto, gracias al entusiasmo y seriedad con que abordaron su trabajo.

A UT Rastrojo Escala Humana – INSAT por facilitar las imágenes satelitales de la zona.

A la División de Investigaciones de la Universidad Nacional – Sede Bogotá, en especial al Ingeniero Alexander Gómez Mejía; y a la Fundación Alejandro Ángel Escobar, especialmente a las Doctora Camila Botero y a María Casas, por el aporte financiero realizado al proyecto.

A Miguel Ramírez, por su invaluable apoyo y profundo interés durante la realización del diseño del libro.

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

Presentación

Las acciones para la restauración, rehabilitación ecológica y recuperación de ecosistemas se han priorizado en áreas en donde los procesos de degradación natural o antrópica están generando disturbios tales como: a) invasión de retamo espinoso, b) Producción agropecuaria en áreas de ronda de quebradas, c) Plantaciones de especies exóticas como el pino, el eucalipto y la acacia, d) contaminación de humedales, entre otros, cuyo manejo debe darse en el mediano y largo plazo a fin de garantizar la oferta de bienes y servicios ambientales para el D.C.

Como parte de las alianzas entre entidades del Distrito y Centros de Educación e Investigación Superior se vienen desarrollando desde el año 2005, en varias etapas, investigaciones básicas y aplicadas orientadas a validar técnicas para la restauración, rehabilitación o recuperación de áreas degradadas en el Distrito Capital.

El convenio 011/00 suscrito entre la EAAB, el Jardín Botánico José Celestino Mutis y el DAMA, hoy SDA, constituye uno de los proyectos conjuntos de las entidades del Sistema Ambiental del Distrito Capital destinado a aunar esfuerzos para realizar la restauración ecológica de áreas rurales degradadas en predios de la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá, en la Vereda el hatu en la Localidad de Usme como área piloto, y para ello se ha contado desde años atrás con el respaldo del grupo de Investigación en Restauración del Departamento de Biología de la Universidad Nacional de Colombia, el cual tuvo un importante reconocimiento, en el año 2008, al obtener el galardón Alejandro Ángel Escobar a la investigación.

Entre el 2005 y 2006, una de las entidades del convenio marco, la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá, desarrolló con la Universidad Nacional de Colombia diecisiete (17) tesis de grado y otras investigaciones alternas así como tres publicaciones sobre los resultados de los trabajos efectuados, entre ellas: “ Restauración Ecológica del Bosque Alto Andino”, “Guía Metodológica para la Restauración Ecológica del Bosque Alto Andino” “en busca del Bosque Pérdido” y “Recuperar lo Nuestro”; también, quedaron instaladas para dar continuidad al seguimiento y evaluación varias parcelas de investigación en

restauración en áreas potrerizadas, plantaciones forestales de pino y control de retamo espinoso “*Ulex europaeus* L”.

Posteriormente, a partir de los resultados de las investigaciones culminadas en el 2006 y atendiendo a la importancia de dar continuidad al seguimiento y evaluación de los procesos ya adelantados así como también avanzar en la implementación de técnicas de restauración a mayor escala en predios de la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá, específicamente, áreas invadidas por *Ulex europaeus* y plantaciones de *Pinus patula*, se suscribió en el 2007 el convenio 041, esta vez entre la Secretaria Distrital de Ambiente y Universidad Nacional de Colombia, producto del cual se desarrollaron cuatro (4) tesis de pregrado y dos (2) de maestría a una de las cuales tuvo reconocimiento como meritoria por parte del Jurado Calificador, “ Rasgos de Historia de Vida y ecología de las invasiones del *Ulex europaeus*”; de la misma forma, se implementaron técnicas de rehabilitación ecológica en seis (6 Has) para estos dos tipos de disturbios.

La presente publicación es producto de este último convenio y pretende dar a conocer los análisis derivados de tales investigaciones haciendo énfasis en los citados disturbios y las técnicas de control que se desarrollaron, con el propósito de orientar a los ejecutores de proyectos de restauración, rehabilitación o recuperación de ecosistemas de Bosque Alto Andino.

Sandra patricia Montoya Villarreal
Coordinadora Grupo Restauración Ecológica
Secretaria Distrital de Ambiente



Dedicatoria

Dedicamos este libro a los niños, jóvenes, profesores, estudiantes, campesinos y funcionarios que participaron en el desarrollo de este trabajo

Tabla de contenido

	página
Introducción	13
Parte I.	
1. Las especies invasoras: un reto para la Restauración Ecológica Olga Adriana León / Orlando Vargas Ríos	19
2. Selección y preparación del terreno para el proceso de restauración en una zona invadida por <i>Ulex europaeus</i> (retamo espinoso) y con plantaciones <i>Pinus patula</i> (pino) y <i>Cupressus lusitanica</i> (ciprés) Olga Adriana León / Adriana Díaz Espinosa / Liliana Corzo	39
Parte II	
3. Rasgos de historia de vida y ecología de las invasiones de <i>Ulex europaeus</i> L. Adriana Díaz Espinosa	59
4. Caracterización espacial y conocimiento social de la invasión de retamo espinoso (<i>Ulex europaeus</i>) en la vereda El Hato (Localidad de Usme) Olga Adriana León / Orlando Vargas Ríos	68
5 . Efecto de la siembra de leguminosas herbáceas y arbustivas sobre el control en el establecimiento de la especie invasora <i>Ulex europaeus</i> L. (Fabaceae), en los alrededores de Chisacá (localidad de Usme. Bogotá D.C.) Adriana Díaz Espinosa / Orlando Vargas Ríos	93
6. Sombreado artificial y natural en el control y restauración ecológica de áreas invadidas por <i>Ulex europaeus</i> (retamo espinoso) Olga Adriana León / Orlando Vargas Ríos	131

página

- 148 **7. Rasgos de *Verbesina crassiramea* blake, de importancia en estrategias de control de especies invasoras en los alrededores del embalse de Chisacá**
Laura Gimena Franco Gámez / Orlando Vargas Ríos
- 177 **8. Crecimiento diferencial de *Verbesina crassiramea* (Asteraceae) sobre suelos alterados en predios del embalse de Chisacá (Localidad de Usme, Bogotá D.C.)**
Diego Mauricio Cabrera Amaya / Orlando Vargas Ríos

Parte III

- 197 **9. Plantaciones de especies forestales exóticas: revisión y síntesis**
Luisa Pinzón / Liliana Corzo
- 215 **10. Sucesiones experimentales en claros de plantaciones de *Cupressus lusitanica* en los alrededores del embalse de Chisacá**
Carlos Arturo Rodríguez Sánchez / Orlando Vargas Ríos
- 234 **11. Formación de núcleos de restauración de *Lupinus bogotensis* dentro de claros en plantaciones de *Pinus patula* y *Cupressus lusitanica***
Liz Alejandra Avila Rodríguez / Orlando Vargas Ríos

Parte IV

- 265 **12. La restauración ecológica bajo un contexto económico, político y social**
Liliana Corzo Ramírez / Wilmer Marín / Julián Villanueva
- 289 **Bibliografía**

Introducción

Uno de los grandes retos actuales para la restauración ecológica es la restauración de áreas con especies exóticas invasoras. Las invasiones biológicas es uno de los problemas globales de la biosfera, actualmente cualquier estudio ambiental que se haga en una región natural, seminatural o transformada se encuentra necesariamente con este problema; es por esto que, uno de los aspectos fundamentales para la conservación y restauración ecológica es la necesidad de estudiar la ecología de las especies invasoras y sus impactos.

En este libro se presentan los resultados de investigaciones básicas y aplicadas para la restauración ecológica de áreas invadidas por *Ulex europaeus* (retamo espinoso) y áreas con plantaciones forestales de especies exóticas. En muchas áreas de la región andina de Colombia, principalmente en los alrededores de Bogotá D.C, el problema de la invasión del retamo espinoso es cada vez mayor y las acciones para su control son todavía escasas; otro problema es el de las plantaciones forestales de especies exóticas como pinos, eucaliptos, acacias, urapanes, los cuales, se sembraron ya hace mucho tiempo, en algunos casos más de 50 años y es necesario aprender a restaurar estas áreas.

Cuando se trabaja con especies invasoras generalmente se formulan las siguientes preguntas: ¿Qué características tienen las especies invasoras? o ¿Qué rasgos de historia de vida hacen que una especie sea invasora o no?. ¿Cuáles son las áreas y ecosistemas mas susceptibles a la invasión? y ¿Cómo se pueden controlar dichas especies, y que conocimientos ecológicos son importantes para tener éxito en su control? En los diferentes capítulos de este libro se trata de contestar dichas preguntas.

El libro se divide en cuatro partes. La primera parte es introductoria al problema de las especies invasoras, se plantea el problema de las invasiones (**capítulo 1**) como efecto de la gran transformación de todos los ambientes de la biosfera, es decir, la relación entre disturbio e invasión. Las especies invasoras al ser altamente competitivas logran colonizar ambientes transformados los cuales les ofrecen recursos como espacio, luz, nutrientes y fácil movilidad en el espacio.

Estas especies también cambian el régimen de disturbios incrementando, en algunos casos, las frecuencias de fuegos o la herbivoría.

Una vez ocurre una invasión es muy difícil la erradicación y en consecuencia solo se puede controlar para que no se expanda a las áreas de conservación y a los sistemas agrícolas. El control sin restauración del ecosistema invadido es tiempo perdido porque las invasiones se mueven en los paisajes y son recurrentes de acuerdo al régimen de disturbios local y regional. Una especie invasora se puede controlar localmente pero es necesario estar atentos porque estas especies se mueven en los paisajes y vuelven a invadir las mismas áreas, es por esto que es muy importante pensar siempre en control de la especie y la restauración del ecosistema afectado.

Los métodos de control y restauración dependen de la especie y del ecosistema invadido. Al iniciar un proyecto de restauración es necesario conocer el origen de la transformación del paisaje, el estado de las áreas que se van a restaurar y la selección de los sitios (**capítulo 2**) teniendo en cuenta varios aspectos como la comprensión del área en el contexto regional, en este paso es importante conocer el régimen de disturbios al que pueden estar sujetas las áreas a diferentes escalas. Para la selección de los sitios es muy importante tener en cuenta su accesibilidad, el grado de alteración, el estado del suelo y su hidrología, la persistencia de actividades humanas que impidan el desarrollo del proyecto y la posibilidad de participación de la comunidad.

La segunda parte del libro comprende 6 capítulos dedicados al control y restauración de áreas invadidas por el retamo espinoso. Uno de los aspectos mas importante es el conocimiento de la ecología y los rasgos de historia de vida (**capítulo 3**) de la especie invasora, este conocimiento es la clave para tener éxito en el control y restauración de áreas invadidas, es muy importante conocer como es el comportamiento de las especies invasoras en las fases de dispersión, establecimiento y persistencia, y como estas características influyen en la ecología de las invasiones, maximizando los rasgos de historia de vida ligados a la reproducción y al crecimiento.

La comprensión de los rasgos de historia de vida de la especie y su ecología es muy importante para saber como se mueve una invasión en el paisaje y cual es la

relación entre los tipos de uso de la tierra (**capítulo 4**), evaluando los impactos sociales y su relación con los sistemas productivos y los avances de las invasiones a través de caminos y carreteras y fincas abandonadas.

Una vez se conocen fenómenos a diferentes escalas y después de la erradicación de la especie descrita en el capítulo dos, se conforman doseles para impedir que la especie se vuelva a establecer, para lo cual es muy importante seleccionar especies de rápido crecimiento, en este trabajo se utilizaron leguminosas como *Lupinus spp*, y *Vicia benghalensis*. Estas especies conforman doseles en diferentes estratos formando un entramado que impide la entrada de luz a las plántulas de la especie invasora (**capítulo 5**). Para lograr el control de una especie como el retamo espinoso en fase de plántula se ensayaron varios métodos como el sombreado artificial con diferentes tipos de plásticos (negro, transparente y polisombra) (**capítulo 6**) y el efecto de especies nativas formadoras de doseles homogéneos como *Lepechinia salviifolia* y *Baccharis latifolia*, además de estas especies leñosas y para consolidar un dosel arbóreo mas rápido, se utilizó la especie pionera *Verbesina crassiramea*. Un aspecto fundamental para el éxito de la restauración es el conocimiento de las especies pioneras, sus rasgos de historia de vida, su ecología sus tasas de crecimiento (**capítulo 7**) y su comportamiento en diferentes tipos de suelos (**capítulo 8**). El potencial o la oferta de especies pioneras regionales es fundamental para el éxito de la restauración y es un aspecto muy descuidado en muchos proyectos. Las especies mas importantes para la restauración hay que estudiarlas y aprender a propagarlas, muy pocas de estas especies se consiguen en viveros comerciales. Es muy importante tener protocolos de estas especies en las diferentes fases sucesionales y para los diferentes ecosistemas.

En la tercera parte del libro se presentan las investigaciones realizadas en áreas con plantaciones de especies forestales exóticas. Primero se hace una revisión del tema y de los impactos que causan en los ecosistemas (**capítulo 9**).

Para la restauración de áreas con plantaciones de pinos una estrategia es activar las sucesiones con estrategias de remoción del suelo y transplante de suelo de áreas con vegetación nativa en donde las especies pioneras leñosas son las dominantes. Se trata de activar las sucesiones principalmente de regeneración

reproductiva, dándole énfasis a la expresión de los bancos de semillas (**capítulo 10**), otra estrategia es la formación de núcleos de restauración conformando una matriz de *Lupinus spp* y sembrando posteriormente especies pioneras de crecimiento rápido como *Verbesina crassiramea*, *Smallanthus pyramidalis* y *Solanum oblongifolium* (**capítulo 11**). De tal forma que se conforman mosaicos de regeneración activando los bancos de semillas y núcleos de restauración con especies pioneras, dirigiendo la sucesión a una trayectoria sucesional posible con una combinación de especies pioneras de la región.

En la cuarta y última parte del libro (**capítulo 12**) se hace una contribución a la discusión de la restauración ecológica dentro de un contexto socioeconómico, haciendo énfasis en la valoración de los servicios ambientales y en los costos de la restauración ecológica, se dan algunos ejemplos de la literatura mundial y los ejemplos desarrollados en este libro.

Esperamos que este libro contribuya al desarrollo de la restauración ecológica en Colombia y más concretamente a consolidar los esfuerzos de las entidades que como la Secretaría Distrital de Ambiente están tratando de abordar el problema con acciones concretas en diferentes localidades del Distrito Capital.

LOS EDITORES



Parte I



1.

Las especies invasoras: un reto para la restauración ecológica

Olga Adriana León / Orlando Vargas Ríos

RESUMEN

La invasión de especies exóticas dentro de los ecosistemas nativos genera gran cantidad de impactos de índole ecológico, económico y social. Este proceso es considerado como la segunda causa de pérdida de biodiversidad, generando altos costos para el control y erradicación, obligando a buscar soluciones integrales de restauración que involucren políticas y programas, estrategias técnicas, información ecológica, participación comunitaria y educación, que contribuya con la recuperación de los bienes y servicios alterados, la composición, estructura y funcionalidad de los ecosistemas disturbados.

En este artículo se hace una revisión de conceptos básicos sobre especies exóticas e invasoras, el proceso de invasión, casos en el mundo y algunas estrategias para la restauración de las zonas invadidas.

PALABRAS CLAVE
*Especies exóticas,
especies invasoras,
especies introducidas,
invasiones biológicas,
restauración ecológica.*

INTRODUCCIÓN

Con el incremento de las tasas de disturbios antrópicos, el comercio mundial y el cambio climático global se han disparado las alarmas en todo el mundo sobre el aumento de invasiones biológicas en la gran mayoría de ecosistemas. En Colombia se sabe que existen muchas especies invasoras, tanto de plantas como de animales, pero hasta el momento no hay una evaluación integral del fenómeno y mucho menos del impacto sobre los ecosistemas acuáticos y terrestres.

Los temas asociados a las especies invasoras se resumen en tres grandes aspectos (Lockwood *et al.* 2007): *i)* los grandes costos económicos y los

impactos ecológicos que causan muchas especies invasoras, *ii*) el aumento del número de especies introducidas que se convierten en invasoras y en consecuencia los problemas asociados con estas especies, *iii*) la necesidad de la inclusión de las especies invasoras en cualquier estudio ecológico, dado que la dinámica de la naturaleza actualmente está regida por muchas especies invasoras. Cuando se van a emprender acciones de conservación o restauración ecológica, una de las primeras barreras a superar son las especies invasoras, estas especies son muy difíciles de controlar y erradicar por sus rasgos de historia de vida, principalmente por sus estrategias reproductivas ligadas a las fases de dispersión, establecimiento y persistencia.

Las especies invasoras son una amenaza para la biodiversidad, el funcionamiento de los ecosistemas y la economía de los países. Se considera que después de la destrucción de los hábitat y la fragmentación de los paisajes, la invasión de especies exóticas es el segundo factor asociado a la extinción de especies en el mundo.

El presente artículo pretende introducir al lector en los conceptos básicos de las especies invasoras y los impactos que estas causan dentro de los ecosistemas y los países en general, con el fin de contextualizar y dimensionar el problema de las invasiones biológicas en diferentes aspectos, para así darle la importancia necesaria a la restauración de las áreas afectadas.

DEFINICIONES

Cuando se habla de especies introducidas se hace la distinción entre especies exóticas e invasoras, considerando a estas últimas como un subconjunto de las exóticas (Ríos & Vargas 2003), aunque algunas especies nativas pueden dominar ecosistemas y comportarse como invasoras. Las especies exóticas son aquellas que provienen de otro hábitat o región (Matthews & Brand 2005), mientras que el concepto de invasora implica una capacidad agresiva para colonizar y dispersarse en diferentes hábitat naturales (New 2000).

Existen diferentes términos para caracterizar grupos de especies en cada etapa del proceso de movilización, una especie introducida de forma voluntaria o accidental fuera de su área de distribución natural es una especie **exótica** o “*alóctona*” (Vilá 1999), la proporción de las especies exóticas o introducidas que son capaces de reproducirse y consiguen formar poblaciones autosostenibles en la nueva localidad son llamadas **especies establecidas o naturalizadas** (Zalba 2005 citado en Mathews 2005), finalmente, la expresión de especie **invasora** (Gordon & Thomas 1997, Vilá 1999) se reserva para aquella especie naturalizada que está en clara expansión en un área de distribución donde no es nativa y cuya presencia tiene un impacto negativo para la biocenosis.

El Convenio de Diversidad Biológica (CDB) define la **especie exótica** como: “Especie, subespecie o taxón inferior, fuera de su área de distribución natural (pasada o presente) y potencial de distribución (fuera del área que ocupa naturalmente o que no pudiera ocupar sin introducción directa o cuidado por parte del hombre) e incluye cualquier parte, gametos o propágulo de tal especie que pueda sobrevivir y luego reproducirse”, y puntualiza a la **especie exótica invasora**

como una especie cuyo establecimiento y expansión amenaza ecosistemas, hábitat o especies con daños económicos o ambientales (Convenio de Diversidad Biológica 1992, Ojasti 2001).

DISPERSIÓN DE LAS ESPECIES INVASORAS

En ecosistemas naturales y seminaturales la presencia de especies puede darse gracias a procesos naturales de dispersión o movilidad de los organismos. Dentro de los ecosistemas, la mayor parte de la dispersión es de corta distancia y esta limitada por barreras naturales, de tal forma que las especies se mueven dentro de un rango natural y permanecen dentro del mismo, pocas veces exceden su área de distribución. Ocasionalmente la dispersión es de largo alcance y resulta en la colonización de nuevas áreas fuera de su rango natural.

El arribo natural de especies a sitios diferentes de su lugar de origen a grandes escalas espacio temporales se da gracias a eventos geológicos, los cuáles remueven algunas barreras, que permiten la entrada de individuos a otros ecosistemas (Lockwood *et al.* 2007), es el caso del descenso del nivel del mar durante las glaciaciones, el cuál permitió el movimiento de especies entre continentes antes separados (por ejemplo Eurasia y Norteamérica a través del estrecho de Bering, o Europa y África, a través del Mediterráneo); o en el Eoceno, con la fusión de la India con el continente asiático, y en el Plioceno, con la formación definitiva del estrecho de Panamá, que tendió un puente entre América del norte y del sur (Castro-Díez *et al.* 2004).

A partir del siglo XIX el desplazamiento masivo del ser humano, incrementó la movilización de especies a lugares hacia donde éstas no podían llegar por sus propios medios, debido a las limitaciones para atravesar ciertas barreras naturales como océanos, cordilleras y desiertos (Ríos & Vargas 2003). Gran cantidad de las especies introducidas en América, llegaron con fines productivos tales como las plantas cultivadas y los animales domésticos, que producen la gran mayoría de los alimentos que consume la humanidad. También fueron introducidas especies con fines ornamentales, algunas de las cuáles se dispersaron y establecieron en el medio natural.

Las introducciones accidentales mas comunes son de invertebrados, semillas de plantas y agentes patógenos, estos generalmente llegan en cargamentos de víveres, equipajes de viajeros, aguas de lastre o adheridos a los medios de transporte terrestres o acuáticos. Un ejemplo de introducción accidental alrededor del planeta es el de las ratas (*Rattus* spp) y ratones (*Mus musculus*), los cuáles llegaron transportados en los barcos, generando fuertes efectos de competencia y predación sobre la fauna nativa, siendo probablemente los principales responsables de la mayoría de las extinciones y cambios en los ecosistemas insulares (Howald *et al.* 2007). Otro ejemplo de introducciones accidentales ocurre con las especies acuáticas que llegan en el lastre de los barcos, transportando organismos de un mar a otro, de una costa a otra. Esto sin duda ha conducido a una gran homogenización de la flora y fauna de las comunidades de las costas marinas (Pullin 2002).

Actualmente, la globalización de la economía, el desarrollo del turismo, los viajes internacionales de grandes buques tanqueros y diversos accidentes naturales constituyen agentes de dispersión de especies tanto animales como vegetales y microorganismos (Ojasti 2001).

No todas las poblaciones introducidas de una especie potencialmente invasora tienen igual potencial para empezar a invadir, la probabilidad como invasora resulta de una variedad de factores genéticos, demográficos y ecológicos. Las diferencias genéticas en estos factores resultan en situaciones donde poblaciones invasoras y no invasoras de especies introducidas pueden ocurrir en la misma área (Sakai *et al.* 2001).

Según la experiencia acumulada, la gran mayoría de las introducciones fracasan (Ojasti 2001), para Lockwood *et al.* (2007) entre el 5 y el 20% de las especies introducidas alcanzan la etapa de invasión. Estas pocas especies, experimentan un aumento vertiginoso en el tiempo y el espacio ocasionando daños de diversa índole. Rodríguez (2001), expone que de cada diez especies introducidas, una establece poblaciones permanentes y de éstas, una en diez se convierte en plaga. En la figura 1 se observa el proceso de entrada de especies exóticas a un ecosistema nativo, sin embargo, solo unas pocas de estas logran llevar a cabo procesos de dispersión dentro de este, aunque no todas logran colonizar exitosamente el nuevo ambiente, reduciéndose a un pequeño grupo de especies (invasoras) que logran un establecimiento exitoso (Zabaleta 2007).

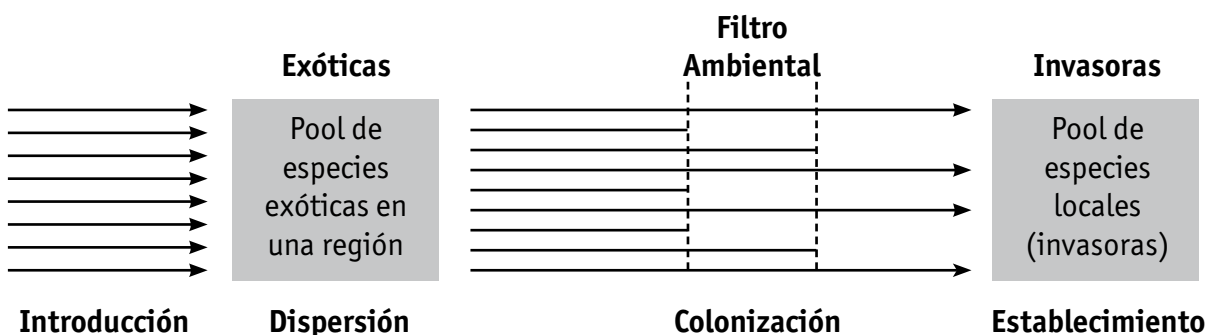


Figura 1. Modelo de adición de especies exóticas al pool de especies locales (modificado de Vankat & Roy 2002)

Disturbio e invasión

Un disturbio se define como cualquier evento discreto en el tiempo que irrumpe en un ecosistema, comunidad o estructura de una población y cambia los recursos, la disponibilidad del sustrato y el ambiente físico (Pickett & White 1985). Los efectos concretos de los disturbios, a nivel de comunidades, se relacionan con cambios en la composición, diversidad y estructura (vertical y horizontal). Estos efectos son a su vez resultado de otros, como la apertura de claros, la generación de mayor heterogeneidad espacial, la eliminación de especies existentes, el arribo y la colonización de otras especies, así como la alteración de las relaciones de competencia entre las especies presentes.

Los disturbios al eliminar las especies nativas, cambiar los recursos y las relaciones de competencia, favorecen la dispersión, establecimiento y persistencia de las especies invasoras. Pocas especies nativas toleran las condiciones ambientales extremas y la mayor frecuencia de disturbios, estos factores favorecen la colonización por parte de especies foráneas que tienden a invadir nuevas áreas.

Los cambios en el régimen natural de disturbios (Fig. 2) por disminución, incremento o cambio en el tipo de disturbios afectan la diversidad de especies en los ecosistemas. Al disminuir el régimen natural de disturbios se produce la dominancia de especies altamente competitivas lo cual conlleva a una disminución de las especies nativas (algunas especies nativas también pueden convertirse en colonizadoras agresivas y volverse invasoras). El incremento y el cambio en el tipo de disturbios (por ejemplo, aumento de la herbivoría o fuegos por actividades humanas) eliminan las especies nativas y produce un aumento en las invasiones.

Yurkonis *et al.* (2005) realizaron el seguimiento de cuatro especies exóticas dentro de una comunidad con especies nativas y exóticas mezcladas, los resultados confirman una disminución en la riqueza de especies con el aumento de la cobertura de tres de las cuatro especies invasoras estudiadas, adicionalmente se presenta una reducción en las tasas de colonización del 40% de las especies de la comunidad y un aumento en la extinción del 14% de las especies.

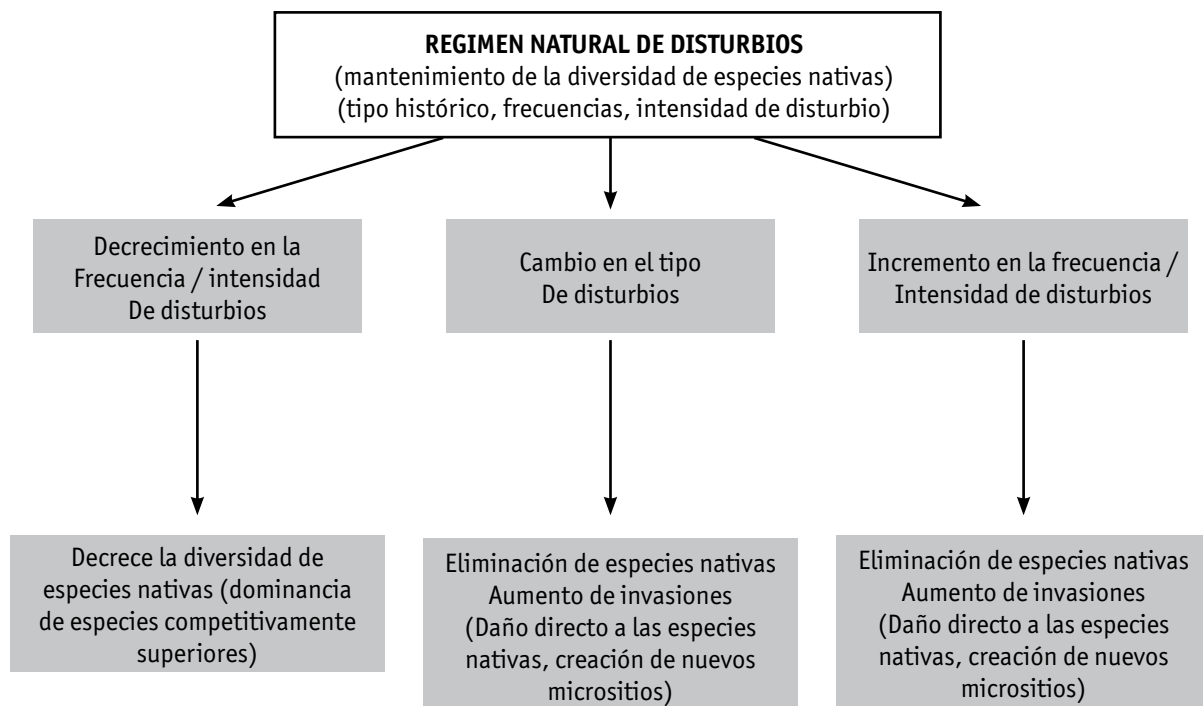


Figura 2. Cambios en la diversidad de especies como consecuencia de la alteración del régimen natural de disturbios. Los cambios en los tipos de disturbios y su incremento favorecen las invasiones (tomado de Hobbs & Huenneke, 1992)

Un disturbio a escala global es el cambio climático, el cuál afecta la distribución y establecimiento de las especies, Ward & Marsters (2007) tomando como ejemplo a los insectos se enfocan hacia: a) los efectos que tiene el cambio de la temperatura sobre el desarrollo, reproducción y sobrevivencia de estos organismos, modificando así la fenología y tasas de crecimiento de las plantas, ya sea por disminución o incremento en los procesos de dispersión o herbivoría; b) la frecuencia y el número de propágulos introducidos en un hábitat, siendo este un factor que explica la variación en los sucesos de invasión; y c) el cambio climático influyendo sobre la disponibilidad de recursos y de nichos a través del aumento de los disturbios, hecho que aumenta las probabilidades de invasión, alterando las comunidades (Fig. 3).

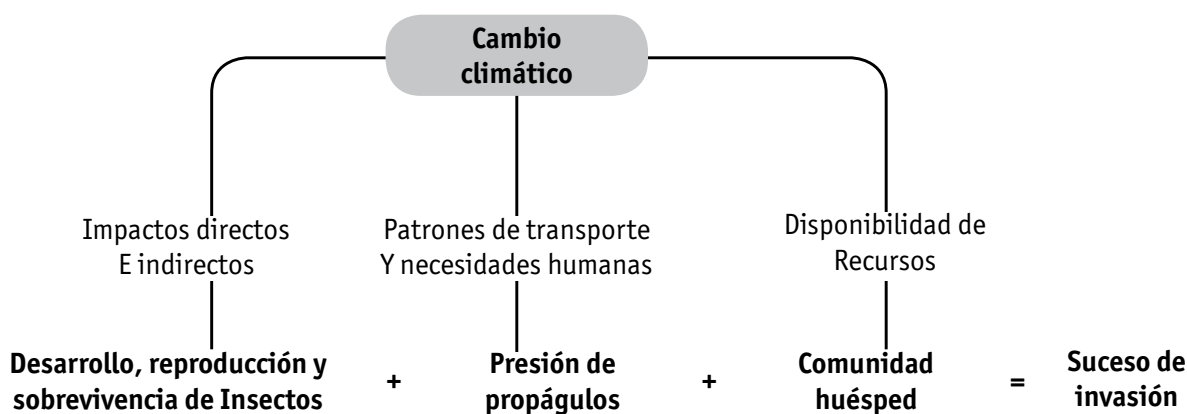


Figura 3. Efectos del cambio climático en insectos (Tomado de Ward & Marsters 2007)

Por otro lado, las nuevas condiciones climáticas permiten el ingreso de especies a ecosistemas en los cuales antes no sobrevivían, y bajo las actuales circunstancias logran reproducirse y establecerse; en contraste, algunas de las especies presentes en el ecosistema original no logran sobrevivir a los cambios climáticos, estos hechos afectan poblaciones de herbívoros, principalmente especialistas, los cuáles ven reducidas las oportunidades de alimentarse, reproducirse y sobrevivir.

En muchos casos la introducción de algunas especies se puede considerar benéfica productivamente hablando, ya que pueden hacer parte de procesos agropecuarios y proveer de alimento a la población humana; no obstante, las mismas características que hacen a estas especies muy aptas para el establecimiento fuera de su sitio de origen, pueden a la vez habilitarlas como invasoras. Adicionalmente, entre las semillas de plantas agrícolas aparecen con frecuencia otras semillas de “malas hierbas”, especies generalmente anuales, muy prolíficas, favorecidas por el régimen de abonado y laboreo periódico de las tierras de cultivo (Castro-Díaz *et al.* 2004).

Características de las especies invasoras

Las especies invasoras poseen ciertos rasgos de historia de vida (RHV) que las hacen muy eficientes y fuertes competidoras (Sakai *et al.* 2001), entre estos se encuentran: apropiación

efectiva de espacio, adquisición agresiva de recursos, uso de hábitat primarios, crecimiento inicial rápido, rápida colonización, capacidad de reproducirse espontáneamente en su nuevo hábitat formando poblaciones autosostenibles, alta tasa reproductiva, dispersión de semillas efectiva, alta viabilidad de las semillas, capacidad para reproducirse sexual y asexualmente, rápida madurez sexual, largos periodos de cosecha, corto tiempo de gestación, germinación en masa, corto tiempo entre generaciones, rápida dispersión, alta sobrevivencia, resistencia a condiciones adversas, alta tolerancia a heterogeneidad ambiental, bancos de semillas comúnmente persistentes ya que pueden permanecer viables más de un año, décadas o siglos.

Ríos & Vargas (2003) enuncian que estos RHV varían su importancia de acuerdo con la etapa del proceso de invasión; en la fase inicial de colonización las estrategias reproductivas (sexual y asexual) garantizan la permanencia en la zona colonizada, y la plasticidad genotípica permite la adaptación a las condiciones ambientales cambiantes. Durante el establecimiento la producción continua y abundante de semillas o individuos y el rápido desarrollo aseguran la formación de poblaciones estables.

Sher & Hyatt (1999, citados por Ríos & Vargas 2003), clasifican las características de una especie vegetal invasora en tres categorías: 1) atributos reproductivos, 2) tolerancia ambiental, y 3) habilidad competitiva.

Tabla 1. Características de una especie vegetal invasora (Ríos & Vargas 2003)

Atributos reproductivos	Tolerancia ambiental	Habilidad competitiva
<ul style="list-style-type: none"> • Inicio temprano de ciclo reproductivo • Gran cantidad de semillas de fácil dispersión • Reproducción por semillas y por crecimiento vegetativo • Dispersión a cortas y largas distancias • Capacidad de autofertilización y/o autocompatibilidad • Largos períodos de floración y fructificación • Posibilidad de hibridarse con especies nativas y modificar la carga genética • Relativamente poca cantidad de ADN en el núcleo celular 	<ul style="list-style-type: none"> • Carencia de depredadores y parásitos controladores • Amplios rangos de distribución latitudinal y altitudinal • Requerimientos poco especiales para la germinación de las semillas • Amplia valencia ecológica • Posibilidad de formar bancos persistentes o bancos profundos de semillas dormantes • Resistencia a los disturbios 	<ul style="list-style-type: none"> • Introducciones masivas o repetidas en un área • Carencia de especies estrechamente relacionadas taxonómicamente entre las nativas • Producción de metabolitos secundarios con características alelopáticas

Las especies invasoras han sido clasificadas con base en seis criterios de manejo (Santa Catalina Island Conservancy 1997):

1. Abundancia de la especies
2. Distribución
3. Capacidad invasora de la especie

4. Tipo de comunidad invadida (frágil, robusta)
5. Impactos ecológicos
6. Facilidad de control o erradicación

Estas categorías según el Consejo de Malezas Exóticas de la Florida (Florida Exotic Pest Plan Council 1995, citado en Ríos & Vargas 2003), se dividen en:

Categoría I: Especies ampliamente distribuidas con un potencial establecido de invadir y destruir comunidades vegetales.

Categoría II: Especies con distribución local, pero con poblaciones en rápida expansión, o que muestran algún potencial para destruir comunidades vegetales en otras áreas.

Categoría III: Especies con distribución local, con abundancia moderada o amenazas para hábitat particulares.

Categoría IV: Especies en niveles de abundancia variados, que necesitan una mayor disponibilidad de recursos y posibilidades para convertirse en invasoras.

FACTORES DE INVASIÓN

Las especies invasoras tienen lo que algunos autores denominan un *genotipo de propósito general* (Fig. 4, Parker *et al.* 2003), este genotipo hace que estas especies tengan una gran tolerancia fisiológica y plasticidad genética y puedan colonizar diferentes ambientes, además sus sistemas de reproducción son muy eficientes, en el caso de algunas plantas se autopolinizan y tienen reproducción clonal, un genotipo de propósito general permite que un pequeño número de individuos se reproduzcan eficientemente por medio de autogamia lo cual garantiza la seguridad reproductiva.

Otro aspecto es la rápida adaptación de las especies invasoras ligada a su diversidad genética garantizada por flujos genéticos con altas tasas de cruzamiento (sistemas de reproducción), para lo cual es importante el número de introducciones en un área (proceso de invasión).

PROCESO DE INVASIÓN

Se habla de un proceso de invasión cuando un organismo vivo o cualquier parte de éste que tenga potencial de reproducirse y formar poblaciones se moviliza desde su lugar de origen hasta lugares que se encuentran fuera de su rango de distribución natural, en los cuales se establecen y producen impactos ecológicos, económicos y estéticos negativos, hablamos de una invasión biológica (véase Ríos 2005). La invasión propiamente dicha ocurre cuando las especies colonizadoras superan todas las barreras impuestas por el ambiente (Ríos & Vargas 2003).

El proceso de invasión se da mediante los siguientes pasos: 1) *arribo o transporte*, relacionado con la llegada de los propágulos de una especie, sea de una forma natural o promovida, el proceso empieza cuando una especie es transportada con éxito de su lugar de origen a un nuevo sitio 2) *establecimiento o asentamiento*, si la especie encuentra condiciones favorables para sobrevivir como

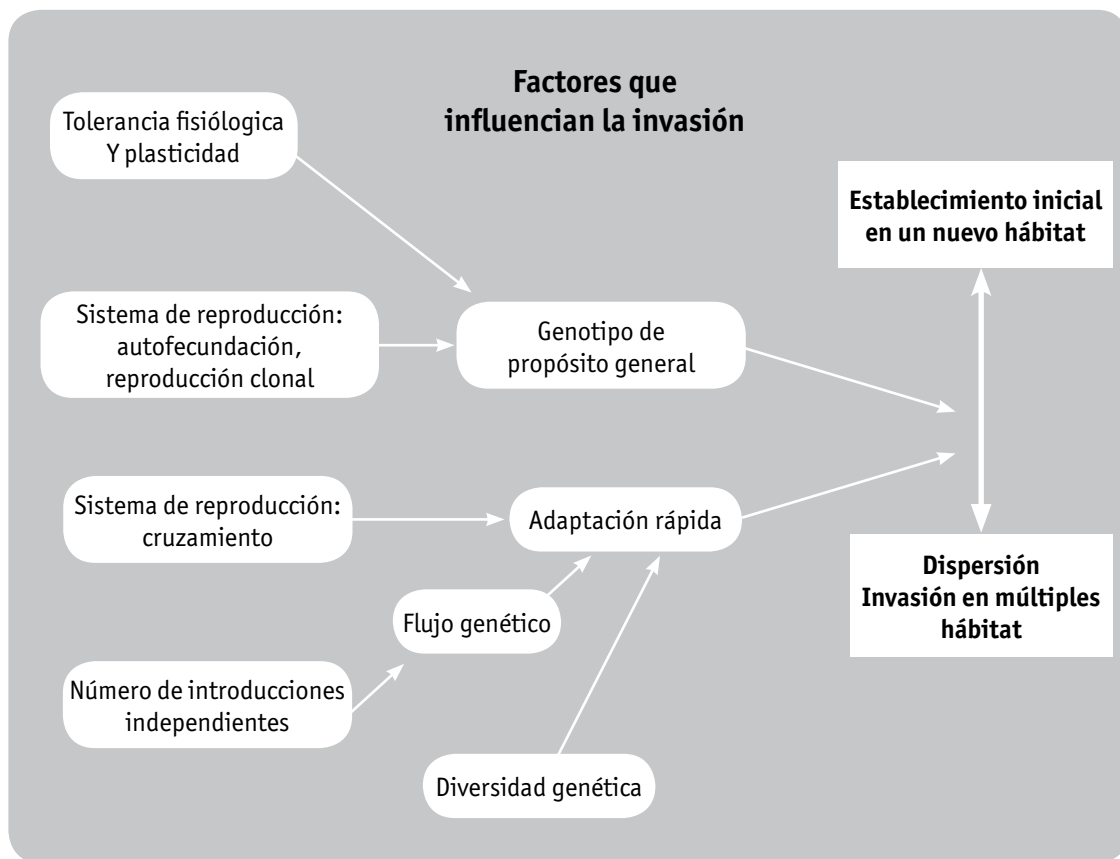


Figura 4. Factores que influyen la invasión. Dos aspectos, no excluyentes mutuamente, un genotipo de propósito general y una rápida adaptación, son los principales mecanismos que influyen las invasiones (Parker *et al.* 2003).

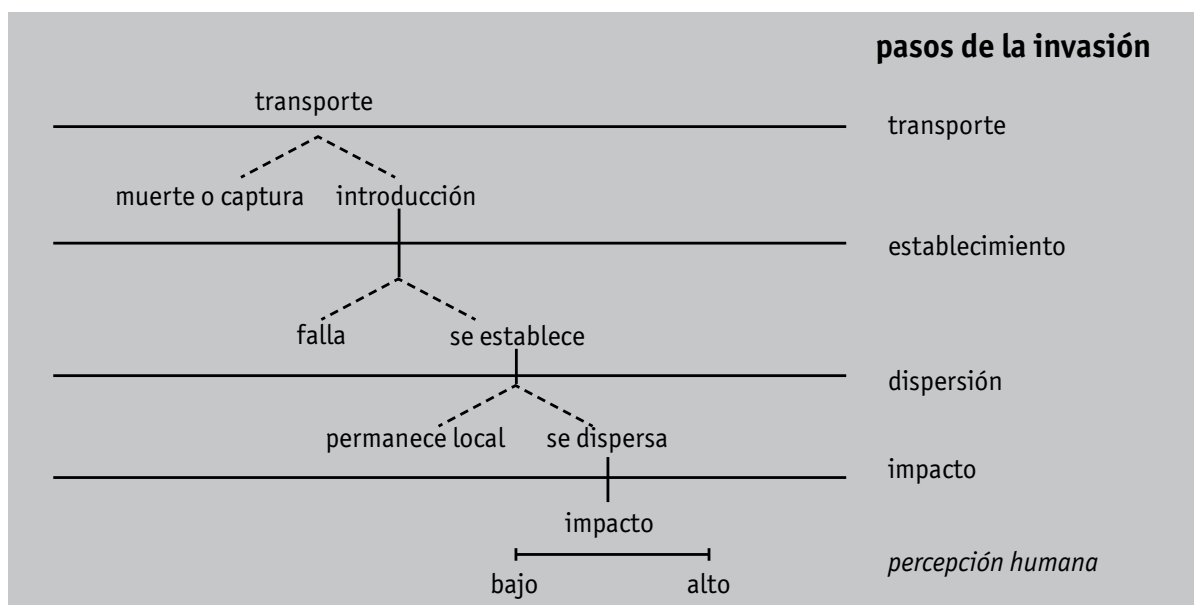


Figura 5. Modelo del proceso de invasión (Tomado de Lockwood *et al.* 2007)

hábitat y alimentos apropiados, además de poseer la capacidad de reproducirse en la nueva área, podrá aumentar el tamaño de la población por sus propios medios 3) *colonización*, ocurre cuando existen poblaciones capaces de llegar a nuevas áreas, generalmente esta asociada al régimen de disturbios, y 4) *dispersión* en el ambiente natural, una vez las especies colonizadoras superan las restricciones impuestas por el ambiente, inicia el proceso de invasión (Ríos & Vargas 2003).

Lockwood *et al* (2007), describen el proceso de invasión como una serie de pasos que deben ser superados por las especies introducidas (Fig. 5).

PROBLEMÁTICA

El problema de las invasiones biológicas mediadas por el hombre es considerado como el segundo problema ambiental más importante en el mundo (Everett 2000), y ha sido reconocido no solo como la causa de pérdida de hábitat y fragmentación del paisaje, sino como una amenaza para la biodiversidad (Walter & Steffen 1997 citados por Allendorf & Lundquist 2003).

La expansión de las especies invasoras se realiza a expensas de especies y ecosistemas nativos, esto implica competencia por espacio, luz, nutrientes, alimento y otros recursos vitales, y de interacciones entre estas como depredación, herbivoría e hibridación. Todo esto afecta la abundancia, distribución, viabilidad y funciones ecológicas de las especies nativas, la estructura, función y condición de los ecosistemas, altera los hábitat y puede resultar en cambios irreversibles como la extinción de especies y deterioro extremo de hábitat. De esta manera, el efecto acumulativo de estas introducciones resulta en una expansión cada vez mayor de especies invasoras generalistas, desaparición de especialistas endémicas y por ende la homogenización y empobrecimiento global de ecosistemas y la diversidad biológica en general (Ojasti 2001). Por otra parte, cuando las especies exóticas logran intercambiar material genético con especies nativas, produciéndose un proceso de hibridación, puede verse amenazada la persistencia de estas últimas, ya que se reduce la cantidad de descendientes de la población por la inviabilidad de los híbridos (Castro Díaz *et al.* 2004).

También generan problemas para la salud humana; con la ampliación de la frontera agrícola y la construcción de grandes proyectos, han aumentado la cantidad de sitios aptos para la reproducción de insectos vectores de enfermedades, y los encuentros entre la población humana y estos son mas frecuentes; estos agentes y vectores de enfermedades infecciosas suelen ser especies exóticas invasoras. Los seres humanos pueden verse gravemente afectados por tipos de agentes infecciosos con los que no están familiarizados, ya sean procedentes de sus animales domésticos o de cualquier otro animal, o bien importados inadvertidamente por viajeros. Las plagas y los patógenos también pueden afectar a los cultivos y al ganado, y por lo tanto a la producción local de alimentos, lo que a su vez puede provocar escasez de alimentos e incluso hambruna (Matthews & Brand 2005).

Se han registrado varios ejemplos de esta problemática, uno de ellos corresponde al mosquito tigre asiático, un vector de enfermedades como el dengue, la fiebre amarilla o la encefalitis equina, llegó en 1985 al continente americano con un cargamento de neumáticos usados procedente de países

asiáticos (Cursach Villaronga 2003); también se encuentra la presencia de las plagas de insectos exóticos invasores, como la cochinilla harinosa de la mandioca o yuca y el barrenador mayor de los granos en África, los cuáles representan amenazas directas para la seguridad alimentaria.

Las invasiones biológicas ocasionan serias consecuencias económicas, que van desde la pérdida de ingresos (un ejemplo de esto es la pérdida de unos 300 millones de dólares de mercados potenciales que rechazan productos de Hawai debido al temor de introducción de moscas de la fruta que perjudiquen las cosechas de otras islas) hasta el acarreo de altos costos para su control (UICN 1999). Las malezas reducen el volumen de las cosechas, aumentan los costos de control y disminuyen el agua disponible al degradar cuencas hidrográficas y ecosistemas de agua dulce. Las plagas y patógenos de los cultivos, el ganado y los árboles, destruyen plantas directamente o reducen las cosechas y obligan a aumentar el gasto en medidas de control de plagas (Cursach Villaronga 2003).

El impacto económico de las especies invasoras es una de las mayores preocupaciones en el mundo. Por ejemplo, un estimado de 50.000 especies no nativas establecidas en los Estados Unidos causan importantes daños ambientales y pérdidas económicas que son estimadas en US\$125 billones por año (Pimentel *et al.* 2000 citados por Allendorf & Lundquist 2003).

En la provincia fitogeográfica del Cabo, en Sudáfrica, el establecimiento de especies arbóreas invasoras ha reducido el suministro de agua para las comunidades cercanas, ha aumentado el riesgo de incendios y está amenazando la supervivencia de la biodiversidad nativa, por lo que el Gobierno sudafricano se ve obligado a gastar el equivalente a 40 millones de dólares estadounidenses al año en medidas de control manuales y químicas (Matthews & Brand 2005).

ALGUNOS CASOS EN EL MUNDO

Las especies invasoras están ampliamente distribuidas en el mundo, presentes en todas las categorías de organismos vivos y en diversos ecosistemas. Sin embargo, plantas, mamíferos e insectos son los grupos taxonómicos con los representantes más comunes (Calderón - Sáenz 2003).

En ninguna parte se manifiesta el problema de las especies invasoras de forma tan aguda como en las islas. Su aislamiento durante millones de años ha favorecido la evolución de especies y ecosistemas únicos. Como resultado de ello, las islas poseen una gran proporción de especies endémicas (aquellas que no se encuentran en ninguna otra parte), y son centros de significativa biodiversidad. El aislamiento significa también que las especies isleñas son más vulnerables a la agresividad de competidores y predadores provenientes de áreas continentales. Como consecuencia de ello, cientos de especies de plantas y animales isleñas se han extinguido durante los últimos siglos y muchas otras se encuentran amenazadas de extinción (UICN 1999).

Uno de los casos mas conocidos es la introducción de conejos (*Oryctolagus cuniculus*) a Australia en el siglo XVIII, los cuáles llevaron a la extinción a una gran cantidad de plantas nativas (New 2000).

Howald *et al.* (2007) recopilaron información referente a los roedores invasores de áreas insulares como posibles responsables de la mayoría de las extinciones y alteraciones en los ecosistemas.

Las invasiones en los continentes son innumerables, entre los árboles están varias especies de pino (*Pinus spp.*) que se establecieron en Suramérica, por ejemplo en Brasil muchas áreas deforestadas están gravemente amenazadas por la invasión de pinos, sobre todo *P. elliottii* y *P. taeda*, en Argentina varias especies – entre ellas *P. radiata* y *P. halepensis*– han conseguido invadir la región de las pampas, el bosque andinopatagónico, la estepa patagónica y los bosques del nordeste.

Entre las aves la paloma común (*Columba livia*) se considera como la plaga urbana número uno, se encuentra en todo el mundo y está ampliamente extendida por América del Sur, se concentra en las ciudades, causando daños importantes a edificios y monumentos debido a que sus excrementos son corrosivos, también es una amenaza para la salud del ser humano, ya que transmite varias enfermedades, como la ornitosis y la histoplasmosis, y otras que afectan a las aves de corral y a la fauna silvestre (Matthews & Brand 2005).

Entre los insectos, Vargas & Ríos (2003) se refieren a la introducción de la abeja africana (*Apis mellifera scutellata*) a Brasil a mediados del siglo XX para realizar cruzamientos con fines productivos, algunas reinas escaparon cruzándose con colonias locales y produciendo una variedad de abeja agresiva que invadió todo el continente americano.

También se han presentado invasiones en aguas continentales y marinas; Ruesink *et al.* (2005) evaluaron los efectos de la introducción de 18 especies de ostras no nativas, en 73 países alrededor del mundo, las especies introducidas generaron una fuerte competencia con las ostras nativas impactando las poblaciones de estas últimas; Ruiz *et al.* (2000) identificaron en las costas de Estados Unidos 298 especies de invertebrados y algas exóticas establecidas que presentaban posibles patrones invasivos como por ejemplo el aumento exponencial en sus poblaciones durante los últimos años, la mayoría de estas especies se encontraron en sitios donde llegan barcos, la composición de estos sitios difiere ampliamente de otros sitios nativos menos alterados.

Estos son solo algunos casos de especies introducidas que han pasado a ser invasores en diferentes tipos de ecosistemas, en el año 2000 un grupo de expertos elaboraron el listado de las peores 100 especies invasoras del mundo (Lowe *et al.* 2000), ilustrando una increíble variedad de especies que tienen la habilidad, no solo de movilizarse; sino también, de establecerse, prosperar y dominar en nuevos lugares.

INICIATIVAS EN COLOMBIA

En nuestro país se han adelantado esfuerzos muy importantes para prevenir, controlar y mitigar las invasiones biológicas. En primer lugar el Instituto Alexander von Humboldt (IAvH) promovió la conformación de un grupo de investigadores con experiencia en el tema, el cual tiene como objetivo principal el intercambio de información y la definición de bases sólidas y unificadas para tratar de prevenir, controlar o mitigar los efectos negativos de las especies invasoras. En 2003

Calderón – Sáenz presentó una lista preliminar de las especies invasoras más problemáticas del país, entre las que están:

Listado preliminar general

Nombre científico	Nombre común	Grupo taxonómico
1. <i>Ulex europaeus</i>	Retamo espinoso	Plantas
2. <i>Eichhornia crasipes</i>	Buchón ,Tarulla	Plantas
3. <i>Helix aspersa</i>	Caracol	Moluscos
4. <i>Paratrechina fulva</i>	Hormiga loca	Insecto
5. <i>Rana catesbeiana</i>	Rana toro	Anfibio
6. <i>Oreochromis niloticus</i>	Tilapia plateada	Pez
7. <i>Panicum maximum</i>		Planta
8. <i>Wasmannia auropunctata</i>	Hormiga de fuego	Insecto

Fauna

Nombre científico	Nombre común	Grupo taxonómico
1. <i>Helix aspersa</i>	Caracol	Moluscos
2. <i>Paratrechina fulva</i>	Hormiga loca	Insecto
3. <i>Rana catesbeiana</i>	Rana toro	Anfibio
4. <i>Oreochromis niloticus</i>	Tilapia plateada	Pez
5. <i>Wasmannia auropunctata</i>	Hormiga de fuego	Insecto

Flora

Familia/Grupo	Nombre científico	Nombre común
Acanthaceae	<i>Thunbergia alata</i> var.	Ojo de poeta, Susanita
Anacardiaceae	<i>Schinus molle</i>	Pimienta rosada, falso pimienta
Araliaceae	<i>Tetrapanax papyriferum</i>	Rice-paper plant
Asclepiadaceae	<i>Calotropis procera</i>	Cojón de frayle
Asteraceae	<i>Achillea</i> sp.	
	<i>Senecio madagascariensis</i>	
	<i>Senecio vulgaris</i>	
	<i>Solidago</i> sp.	
	<i>Taraxacum officinale</i>	Diente de león
	<i>Tithonia diversifolia</i>	Botón de oro
Cactaceae	<i>Opuntia</i> spp.	
Crassulaceae	<i>Kalanchoe pinnata</i>	
	<i>Kalanchoe</i> sp.	
Euphorbiaceae	<i>Ricinus communis</i>	Higuerilla
Fabaceae	<i>Genista monspesulana</i>	Retamo liso
	<i>Trifolium repens</i>	Carretón
	<i>Ulex europaeus</i>	Retamo espinoso
Gramineae	<i>Holcus lanatus</i>	
	<i>Hyparrhenia rufa</i>	Pasto yaraguá
	<i>Melinis minutiflora</i>	Gordura, yaraguá
Hydrocharitaceae	<i>Egeria densa</i>	
Iridaceae	<i>Crocodylax crocosmaeflora</i>	
	<i>Tigridia pavonea</i>	
Mimosaceae	<i>Acacia decurrens</i>	
	<i>Acacia melanoxylon</i>	Acacia negra
	<i>Leucaena leucocephala</i>	
	<i>Mimosa pigra</i>	Dormidera

Familia/Grupo	Nombre científico	Nombre común
Musaceae	<i>Musa velutina</i>	Banano rojo
Myrtaceae	<i>Syzygium jambos</i>	Pomarrosa
Oleaceae	<i>Fraxinus chilensis</i>	Urapán
Orobanchaceae	<i>Orobanche minor</i>	
Piperaceae	<i>Piper auritum</i>	Santa María de anís
Poaceae	<i>Panicum maximum</i>	Pasto guinea
	<i>Pennisetum clandestinum</i>	Pasto kikuyo
	<i>Pennisetum purpureum</i>	Pasto elefante
Polygonaceae	<i>Muehlenbeckia tamnifolia</i>	Bejuco pitajayo
Pontederiaceae	<i>Eichornia crassipes</i>	Buchón, Tarulla
Rosaceae	<i>Rubus idaeus</i>	Frambuesa
	<i>Rubus sp.</i>	Morita silvestre
Solanaceae	<i>Cestrum nocturnum</i>	Jazmín
	<i>Datura stramonium</i>	
Zingiberaceae	<i>Hedychium coronarium</i>	Sanjuanito, Matandrea
HELECHOS	<i>Pteridium aquilinum</i>	Helecho marranero
	<i>Salvinia molesta</i>	

De igual forma, el IAvH cuenta con una base de datos sobre invasiones biológicas en la cuál puede consultarse información sobre las especies, investigadores, proyectos y bibliografía acerca del tema, esta hace parte de la red Interamericana de Información sobre Biodiversidad (I3N Colombia).

Por su parte, entidades como el Jardín Botánico de Bogotá José Celestino Mutis y la Secretaría Distrital de Ambiente se han enfocado en la intervención de áreas afectadas por el complejo invasor Retamo Espinoso – Retamo Liso en el Distrito Capital.

Dada la presencia de algunas especies invasoras en áreas pertenecientes al Sistema de Parques Nacionales Naturales, se ha optado por implementar controles sobre las especies que puedan llegar a invadir los ecosistemas en protección, adoptando protocolos de bioseguridad que eviten la dispersión de semillas o propágulos de especies potencialmente invasoras.

Actualmente, el Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial con el apoyo del Instituto IAvH y The Nature Conservancy - TNC- trabajan en torno a la formulación del *Plan Nacional para la Prevención, control y manejo de las especies introducidas exóticas, invasoras y trasplantadas*, como parte del diseño de políticas y normas que permitan asegurar el equilibrio de la biodiversidad en los ecosistemas del país.

ESTRATEGIAS DE PREVENCIÓN

Indudablemente la mejor estrategia para evitar las invasiones biológicas es la prevención, al respecto se evocan algunos de los principios ambientales, los cuales son argumentos para hacer, ejecutar o interpretar normas, entre estos se encuentran el *principio de prevención* a tener en cuenta antes de llevar a cabo la introducción de especies, anticipando los posibles efectos que esta pueda llegar a generar en los ecosistemas; de igual forma el *principio de precaución* basado en que la falta de certidumbre científica o conocimiento acerca de los impactos que puedan producirse con la

entrada de una especie exótica no es excusa para no tomar medidas de control; y el *principio de responsabilidad* que debe ser incorporado en el tema, ya que al fijar responsabilidades y responsables acerca de la introducción de especies exóticas los mecanismos de control pueden ser mas efectivos; la aplicación de estos principios incentivan la investigación, la actualización permanente de listados de especies potencialmente invasoras, la participación de diferentes sectores de la sociedad (políticos, académicos, comunidades, instituciones), incorporan la colaboración internacional, e incentivan la formulación de normas, políticas y medidas dirigidas a la prevención y posterior control y manejo.

Es importante anotar que las estrategias para evitar, controlar, mitigar y erradicar las especies invasoras deben ser integrales y multidisciplinarias, es decir deben ser concebidas desde los diferentes ámbitos sobre los que incide y desde los cuáles puede abordarse como son: *i)* el político, diseñando normas y políticas nacionales e internacionales que controlen la introducción de especies; *ii)* la investigación, que proporcione información básica acerca de las especies exóticas e invasoras y diseñe estrategias de control y erradicación de las mismas; *iii)* la educación, que sirva como instrumento de información y capacitación a las comunidades; *iv)* la economía, que evalúe las pérdidas que producen las invasiones y las ganancias que genera el control y erradicación de éstas; *v)* las institucional, dándole la importancia necesaria al tema al interior de entidades gubernamentales y no gubernamentales para que se incentive la financiación y las obras en el control de las especies invasoras.

Internacionalmente existen instrumentos que consideran de manera puntual el tema de las especies exóticas e invasoras, Gutiérrez Bonilla (2006) enumera un total de 45, entre convenciones, acuerdos, protocolos, códigos y directrices. Aunque éstos instrumentos son internacionales, cada país es libre de elaborar y adoptar su propia legislación, estos solo sirven como un marco de referencia y no obligan a su cumplimiento total.

Se encuentra por ejemplo el Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB) de 1992, en su artículo 8, literal h establece que: “*Cada Parte Contratante en la medida de lo posible y según proceda, impedirá que se introduzcan, controlará o erradicará las especies exóticas que amenacen a ecosistemas, hábitat y especies*”; cabe señalar también la Convención Relativa a los Humedales de importancia internacional especialmente como hábitat de aves acuáticas (1997), en el cual se expresa: “*Especies invasoras en humedales: insta a las partes a dirigirse a los impactos ambientales, económicos y sociales de las especies invasoras en humedales, realizar inventarios y evaluaciones de especies exóticas, para establecer programas de control y erradicación y promulgar legislación para prevenir introducción, movilización y comercio de las especies nocivas para el ambiente*”; en el año 2000 la Convención sobre la Diversidad Biológica aprobó el Protocolo de Cartagena sobre Seguridad en la Biotecnología (Ley 740 de 2002 para Colombia), el cual hace referencia a la utilización, importación y exportación de organismos vivos modificados (transgénicos).

Además, los documentos del convenio como UNEP (1999) establece mandatos y promueve acciones para combatir los efectos negativos de las especies exóticas con la participación activa de los países parte del convenio, en conformidad con principios compartidos: enfoque de precaución y ecosistémico, responsabilidad del estado, investigación y supervisión, educación y conciencia pública, control de fronteras y cuarentena, intercambio de información, cooperación, mitigación de impactos, erradicación, retención y control (Ojasti 2001).

En Colombia, la introducción, transplante y control de la flora, fauna, recursos hidrobiológicos y recursos pesqueros esta contemplado en el Código de los Recursos Naturales y de Protección al Medio Ambiente (Decreto – Ley 2811/74), allí se establece: “*La introducción o importación al país de especies animales o vegetales solo podrá efectuarse previa autorización del gobierno nacional*”, “*La introducción o importación al país de material animal o vegetal o de cualquier agente potencialmente peligroso requiere al menos el cumplimiento de los siguientes requisitos: i) Permiso legalmente expedido; ii) Certificado reciente de sanidad expedido en el país de origen y visado por el Cónsul de Colombia; iii) Inspección y examen por las autoridades sanitarias; iv) Certificación de autoridad nacional en que se acredite la sanidad o haberse cumplido el tratamiento o la observación requeridos; v) Los documentos que comprueben la calidad y pureza del material animal o vegetal destinado a reproducción en el país*”; en varios artículos se hace referencia específica a la introducción de organismos en los distintos componentes de los ecosistemas (flora, fauna, recursos hidrobiológicos y recursos pesqueros), siempre llamando la atención de los posibles riesgos de la introducción de especies exóticas. Inicialmente este control estaba a cargo del INDERENA, pero con la creación de la Ley 99/93, este fue asumido por el Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, la Secretaría Distrital de Ambiente para Bogotá o las Corporaciones Autónomas Regionales.

Aunque este tema ha trascendido a diferentes ámbitos, aun no se contempla este aspecto a la hora de desarrollar y proponer programas de educación sobre este tipo de amenaza. Por ejemplo en el Convenio sobre la Biodiversidad el artículo 13 referente a Educación y Concienciación Pública, no especifica sobre la problemática de la introducción de especies exóticas (Pérez – Bedmar & Sanz Pérez 2004), de igual forma no existe claridad acerca del tema dentro de las comunidades campesinas e incluso dentro de algunas instituciones, quienes en ocasiones introducen especies desconociendo los impactos negativos de éstas, tampoco existe un control y regulación dentro del gremio productor y comercializador de material vegetal, quienes aun en la actualidad propagan y venden algunas de estas especies.

INVASIÓN Y RESTAURACIÓN

Las especies invasoras de plantas y animales son una de las principales barreras a la regeneración natural y a la restauración ecológica. Actualmente cualquier investigación ecológica de conservación, manejo de ecosistemas se encuentra con este problema. Muchas áreas de protección y conservación, como reservas, parques, santuarios tienen el grave problema de las invasiones. Áreas que fueron

declaradas como reservas hace varios años, y a las cuales no se les hizo ningún tipo de plan de manejo, actualmente están invadidas y es muy difícil su erradicación. Los proyectos de restauración ecológica, necesariamente chocan con el problema de las invasiones, convirtiéndose en unos de los principales retos a superar.

En el aspecto técnico y según las experiencias obtenidas existen varias recomendaciones, las cuales van ligadas al tipo de especie que esta invadiendo. Sakai *et al.* (2001) relacionan el proceso de invasión con el manejo que puede darse a las especies invasoras mediante algunas preguntas relevantes en estudios biológicos (Fig. 6), las cuáles pueden guiar el manejo en cuanto a la prevención, el control y la restauración según sea el caso.

Como parte del control, erradicación y restauración de especies invasoras existen varias técnicas, las cuales pueden presentar ventajas y desventajas (Tu *et al.* 2001) (Tabla 2).

Tabla 2. Técnicas para control, manejo y restauración de áreas afectadas por especies invasoras con énfasis en plantas.

Técnica	Desventajas	Ventajas
Eliminación mecánica (Corte, arranque manual)	Costosa Difícil de aplicar en grandes escalas Lleva mucho tiempo	Muy específica Minimizan el daño a otras plantas o animales Minimizan disturbios en el suelo Efectiva en áreas pequeñas Pocos impactos ecológicos Permite eliminación desde la raíz Disminuye la producción de semillas y rebrotes
Aplicación de venenos químicos	Consecuencias ambientales no deseadas Fuertes impactos en el suelo Contaminación de aguas Pueden afectar la salud humana y animal	Gran efectividad sobre un grupo de especies Previenen, destruyen o mitigan plagas
Biocontrol	Consecuencias difíciles de prever Puede alterar el funcionamiento del ecosistema	Reduce significativamente la abundancia de la especie invasora Favorable económicamente Cuando se usan enemigos naturales es ecológicamente favorable
Sombreado	Costoso en grandes áreas Puede limitar el crecimiento de algunas plantas nativas No es efectivo con hierbas invasoras Puede enmascarar el banco de semillas de la especie invasora	Efectivo en áreas pequeñas Impide la germinación y crecimiento de la especie invasora Facilita el crecimiento y establecimiento de algunas plantas nativas Genera microclimas apropiados
Arado	Puede producir un enterramiento de los bancos de semillas Puede afectar las características físicas y biológicas del suelo	Permite cubrir grandes áreas Permite la eliminación de raíces evitando rebrotes Cuando los suelos están compactados es útil para mejorar las características físicas

Técnica	Desventajas	Ventajas
Solarización del suelo (aumento de temperatura con plástico)	Puede causar cambios físicos, químicos y biológicos en el suelo Depende de la susceptibilidad de la especie a los cambios de temperatura	Incrementa la muerte de plántulas y semillas Puede beneficiar la liberación de algunos nutrientes Afecta la germinación de nativas
Inundaciones	No es factible en todas las áreas Puede haber proliferación de vectores de enfermedades Generación de malos olores	Cuando los niveles freáticos o cuerpos de agua son manipulables fácilmente genera alta mortalidad en algunas especies invasoras.
Pastoreo	No erradica completamente una especie invasora Puede generar disturbios en el suelo, afectar especies nativas y promover la entrada de otras especies exóticas Los tiempos, duración y movimiento de los animales deben ser controlados y planeados Pueden actuar como agentes dispersores	Puede reducir la abundancia de una especie Bajos costos Puede cubrir grandes áreas Es una estrategia exitosa siempre y cuando sea planeada, controlada y combinada con otras técnicas
Fuego	Puede estimular la germinación de algunas especies invasoras pirófilas Impactos negativos en el suelo, la fauna y la flora nativa presente	Puede promover la germinación de especies raras Muy efectivo antes de la floración y fructificación de la especie invasora

En muchos casos la aplicación de una sola técnica es insuficiente, por esto en la mayoría de los casos se combinan para obtener mejores resultados.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

- Como mencionamos anteriormente el aumento de las invasiones es un problema ligado al aumento de disturbios. Los disturbios alteran la disponibilidad de recursos lo cual favorece el proceso de invasión; en consecuencia, es importante conocer cómo se relaciona la alteración del régimen de disturbios con el proceso de invasión.
- Es muy importante conocer lo que ocurre en un paisaje, pues muchos factores de invasión se mueven a esta escala. Si se va a restaurar un área, es muy importante conocer el régimen de disturbios a diferentes escalas espaciotemporales.
- Los proyectos de restauración deben ser monitoreados por varios años pues las especies invasoras persisten en un paisaje y pueden volver a invadir. Una especie invasora puede ser controlada localmente, pero puede persistir regionalmente.
- El conocimiento de las especies nativas es tal vez el aspecto más importante, en el caso de restaurar áreas con especies invasoras de plantas. Es necesario escoger especies que persistan por mucho tiempo y que bajo un disturbio puedan recuperarse y seguir compitiendo con las especies invasoras.
- Las comunidades locales deben involucrarse en el control y erradicación de las especies invasoras, ya que los conocimientos locales y tradicionales pueden ser importantes aportes

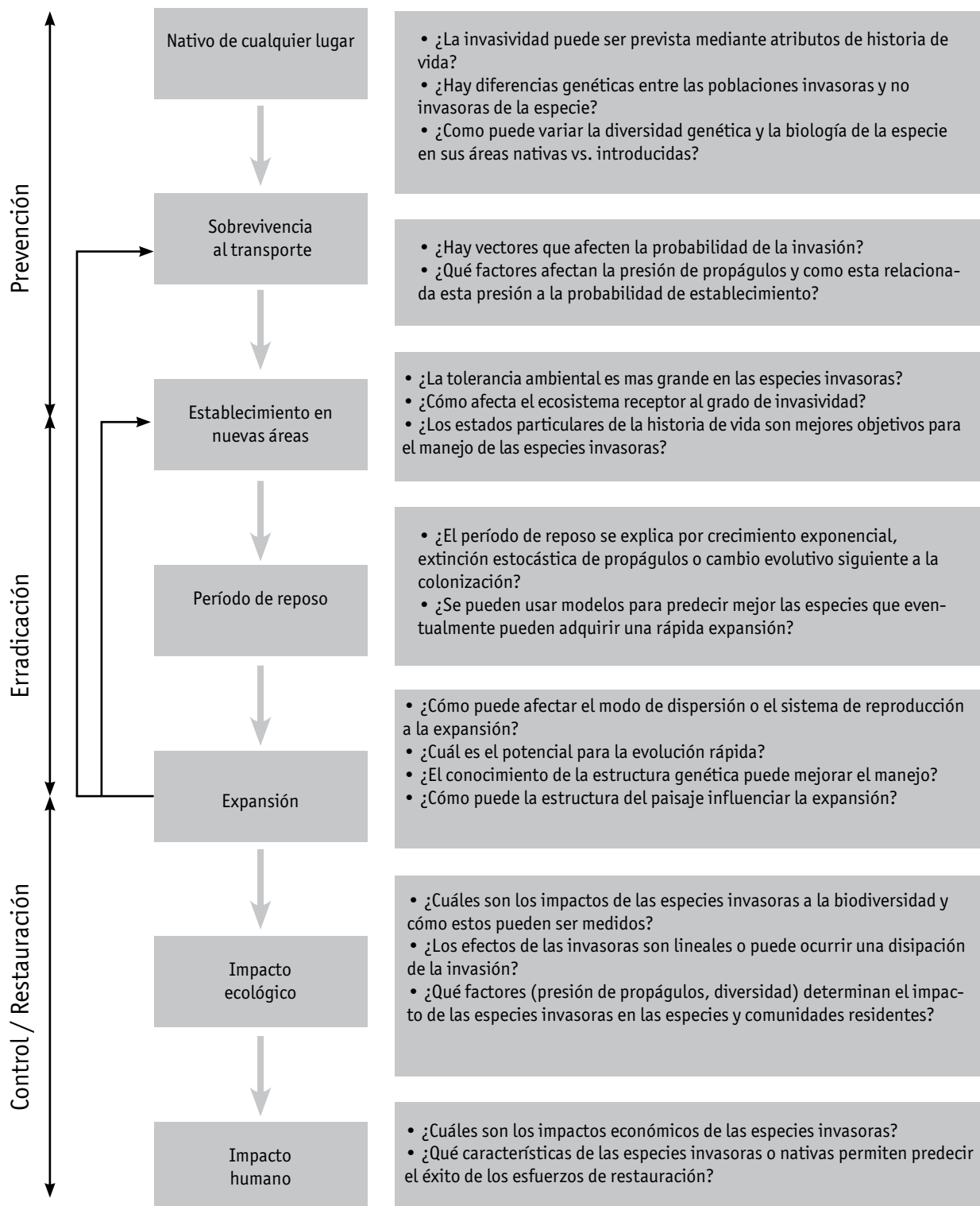


Figura 6. Proceso de invasión – Manejo de especies, tomado de Sakai *et al.* 2001)

en la implementación de programas de restauración.

- vi. Entre mayor sea el conocimiento que se tenga de estas especies mucho mejor para su control y la restauración de los hábitat invadidos. Es necesario impulsar decididamente la investigación de las especies invasoras.
- vii. La formulación de políticas claras al respecto de la introducción de especies junto con un seguimiento y control no solo de las especies a introducir, sino de las especies exóticas que se encuentran haciendo parte de los ecosistemas puede prevenir posibles invasiones.
- viii. Es importante que las autoridades ambientales y demás entidades incorporen dentro de sus planes y programas la restauración de las áreas que han sido invadidas por especies exóticas y que formulen estrategias para evitar el avance de las mismas.
- ix. Los proyectos de restauración ecológica en áreas invadidas deben ser a largo plazo.



2.

Selección y preparación del terreno para el proceso de restauración de zonas invadidas por *Ulex europaeus* (retamo espinoso) y plantaciones de *Pinus patula* (pino) y *Cupressus lusitanica* (ciprés)

Olga Adriana León / Adriana Díaz / Liliana Corzo

RESUMEN

En este artículo se presentan las características de los alrededores del Embalse de Chisacá, vereda El Hato (Localidad de Usme), sitio donde se implementó el proceso de restauración ecológica en áreas invadidas por retamo espinoso (*Ulex europaeus*) y en plantaciones forestales de especies exóticas (*Pinus patula*, *Cupressus lusitanica*). Se describe detalladamente las actividades realizadas para seleccionar y preparar el terreno; se ubican las zonas de implementación de las estrategias de restauración; y se exponen los pasos que se llevaron a cabo durante el proceso.

PALABRAS CLAVE

Restauración ecológica,
Ulex europaeus,
especies exóticas,
Pinus patula, *Cupressus*
lusitanica.

INTRODUCCIÓN

Dado que la restauración ecológica implica procesos a largo plazo que permitan ajustar trayectorias sucesionales del ecosistema que se pretende restaurar, la apropiada selección de los sitios para la implementación de las estrategias de restauración es determinante para el éxito a corto, mediano y largo plazo.

Tanto en actividades de restauración pasiva como activa, la eliminación de los tensionantes permite un avance en la sucesión y un primer paso en la recuperación de algunos atributos del ecosistema, este hecho está estrechamente relacionado con el sitio de implementación, ya que la ubicación, tamaño y características dificultan o facilitan los procesos. De esta forma, escoger un sitio protegido de pastoreo u otras actividades que causen alteraciones, que permita un fácil acceso a los investigadores e insumos, con una topografía aceptable para

la implementación de experimentos y que no interfieran con intereses de la comunidad, son aspectos vitales durante los proyectos.

Una vez se establecen estos sitios, la idea es visualizarlos como áreas piloto que garanticen la permanencia de procesos y atributos monitoreables a largo plazo, en los que pueda consolidarse el conocimiento de las especies adecuadas (tasas de crecimiento, estrategias reproductivas), facilitar el ensayo de nuevos grupos de especies sucesionales tempranas y tardías dentro del potencial total de regeneración del ecosistema, que se conviertan en áreas permanentes de investigación, educación y divulgación para la conservación y restauración de ecosistemas y permitan la generación de conocimientos aplicables a otras áreas del mismo ecosistema y a otros tipos de ecosistemas con la participación permanente de las comunidades locales (niños, jóvenes y adultos) y de funcionarios locales como actores activos todas las fases de los proyectos de restauración. Estos sitios permiten centralizar esfuerzos de instituciones de orden nacional, regional y local y consolidan grupos de investigación de instituciones académicas.

GENERALIDADES DEL ÁREA DE ESTUDIO

El Embalse de Chisacá se localiza al sur de Bogotá y forma parte de la zona rural de la localidad de Usme (Imagen 1), a los 74° 15' longitud Oeste y 4° 20' latitud Norte, el rango altitudinal va desde los 3000 a los 3300 metros. Según la zona de vida, la vegetación se encuentra enmarcada en la franja altoandina e hidrográficamente pertenece a la cuenca media del río Tunjuelo, en donde sus principales afluentes son el río Chisacá y el río Mugroso (Mora *et al.* 2007).

La vereda El Hato, posee alrededor de 718 Has, parte de ellas son ocupadas por el embalse de Chisacá (45,7 Has), y un gran porcentaje corresponde a predios de la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (EAAB) (44,2% - 317,5 Has), el resto de la vereda corresponde a predios privados dedicados principalmente a la ganadería y en menor medida a la agricultura (véase León & Vargas Cap.4, en este volumen).

La precipitación media anual es de 765,2 mm, con variaciones entre 900 – 1300 mm (datos de 1928-2006, estación El Hato) y presenta una temperatura promedio anual de 9.2 °C, con oscilaciones entre 9 °C y 12 °C (datos 1990-2005, estación Las Sopas). El régimen de lluvias es bimodal, la época de mayor precipitación va de abril a julio y la de menor de septiembre a noviembre. Los meses más secos son diciembre - 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 mm/año.

La cobertura actual de esta zona es el resultado de una larga historia de uso y transformación antrópica (Fig. 1); desde mediados del siglo XIX la producción agrícola se convirtió en la actividad principal en esta zona, con la presencia de algunas cabezas de ganado vacuno, ovino y porcino; en 1946 la EAAB compró los terrenos para la construcción del Embalse de Chisacá e inició en sus alrededores actividades de reforestación con especies forestales exóticas, poco tiempo después

el retamo espinoso fue introducido a la zona para formar cercas vivas. En este momento, se presenta un mosaico de vegetación compuesto por plantaciones forestales de especies exóticas, áreas invadidas por retamo espinoso, grandes áreas potrerizadas y algunos pequeños relictos de vegetación nativa secundaria; Mora *et al.* (2007) clasifican estos tipos de cobertura en: matorral mixto, pastizal, pastizal – matorral, pastizal arbolado, plantación de Acacia negra, plantación de Ciprés, plantación de pino patula, plantación mixta con eucalipto y retamo espinoso. El paisaje corresponde a zonas totalmente transformadas, siendo las plantaciones de especies exóticas, la invasión del retamo espinoso, y las grandes extensiones de áreas potrerizadas las barreras más fuertes para la restauración, dadas las fuertes perturbaciones que generan sobre el suelo, la flora y la fauna nativas.

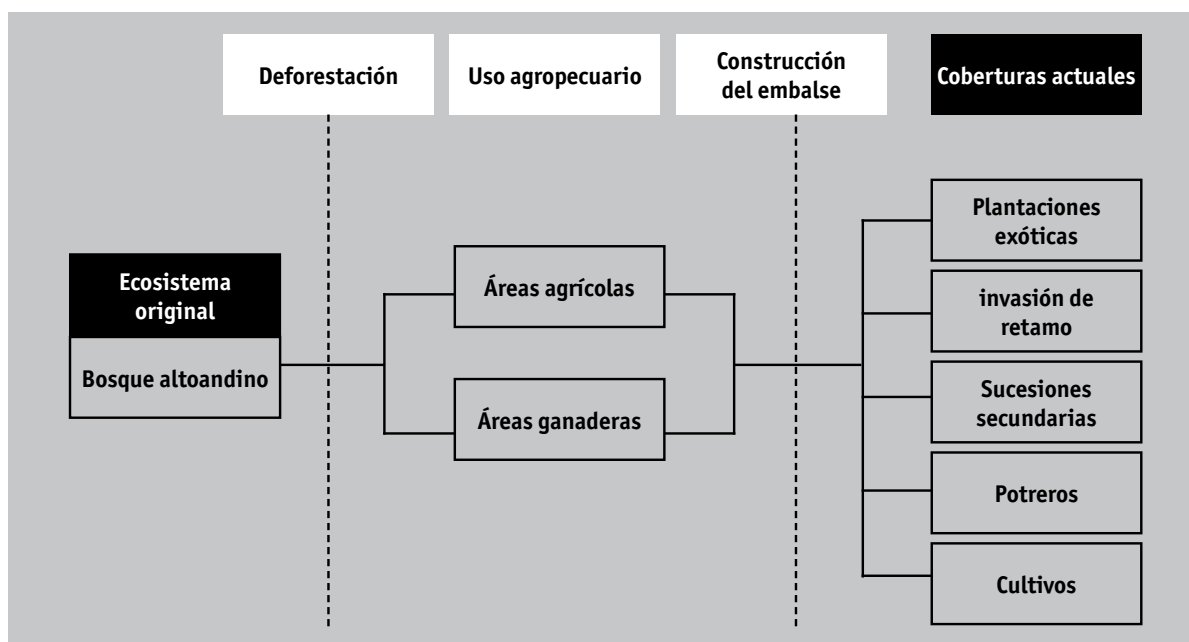


Figura 1. Historia de uso en los alrededores del Embalse de Chisacá

PROCESO DE RESTAURACIÓN EN ÁREAS INVADIDAS POR *Ulex europaeus* (RETAMO ESPINOSO)

Antecedentes

Actualmente la invasión de *U. europaeus* se extiende sobre bordes de carretera, corredores de los ríos Chisacá y Tunjuelo, predios de la EAAB y algunos predios privados, se presenta en densos parches que se caracterizan por tener diferentes tamaños y estados fenológicos; en la actualidad ocupa más de 34 hectáreas dentro de la vereda, 22 de las cuáles (65% de la invasión) se encuentran localizadas en predios de la Empresa de Acueducto (véase León & Vargas Cap.4, en este volumen).

Con la expansión de la invasión dentro de la vereda, los pobladores se han visto obligados a realizar actividades como remoción manual, quemas y uso de herbicidas para lograr su control; sin embargo, algunas de estas actividades propician un incremento en el tamaño de las poblaciones

(Cano & Zamudio 2006). Por su parte, entidades como la EAAB, la Secretaría Distrital de Ambiente y el Jardín Botánico de Bogotá han adelantado acciones para la erradicación de esta especie en la zona, enfocadas principalmente hacia la investigación básica y aplicada.

Durante el año 2005 – 2006 el Grupo de Restauración de la Universidad Nacional de Colombia – Sede Bogotá- adelantó estudios diagnósticos y experimentales en la zona encontrando que en zonas invadidas por retamo espinoso los grupos de especies con mayor representatividad corresponden a hierbas anemócoras nativas y no nativas como: *Achyrocline satureioides*, *Gnaphalium cf. graveolens*, *Plantago australis*, *Siegesbeckia jorullensis*, *Agrostis perennans*, *Bidens triplinervia* y *Phytolacca bogotensis*, encontrando también arbustos y árboles nativos anemócoros como *Baccharis latifolia* y *Ageratina tinifolia* (Mora *et al.* 2007). En cuanto a la lluvia de semillas en los parches de retamo espinoso fue de 752,5 sem/m², el 51% de estas semillas corresponden solo a *U. europaeus*, especies como *Baccharis prunifolia*, *B. latifolia*, *Phytollaca bogotensis*, *Achyrocline satureioides* y *Ageratina tinifolia* aportan 47% más (Díaz-Martín 2007).

Estos resultados muestran a esta especie como una gran competidora, altamente agresiva, que domina tanto el banco como la lluvia de semillas de grandes áreas, permitiendo la presencia de unas pocas especies al interior de las invasiones, resultando en parches monoespecíficos y persistentes en el tiempo y en el espacio.

Selección del sitio para los experimentos de restauración

El terreno se escogió de acuerdo con algunos criterios presentados por Vargas (2007) como: *i*) ubicación en sitios accesibles, *ii*) áreas de interés comunitario y *iii*) persistencia de disturbios y tensionantes en la zona. Las estrategias de restauración se establecieron entonces en dos hectáreas del Predio “el Santuario”, propiedad de la EAAB, ubicado en la vereda el Hato (Fig. 2), que se caracteriza por *i*) estar contiguo a una vía interna de la vereda, lo cuál facilitó el acceso de trabajadores, investigadores e insumos necesarios en el proceso de restauración, además esta muy cerca a la casa de un guardabosque que permite la vigilancia constante; *ii*) no se presentan permanentemente factores tensionantes como presencia de ganado, dado que es un predio propiedad de la EAAB, lo cuál aumenta la viabilidad del proyecto; y *iii*) el tamaño y antigüedad de los individuos de retamo en este terreno en primer lugar facilitó la quema controlada como estrategia inicial de erradicación, adicionalmente, permitió cumplir con el área establecida para la intervención dentro del proyecto y por otra parte causó un gran impacto visual y a escala local dentro de la vereda.

La zona seleccionada presentaba uno de los parches mas grandes y continuos de retamo espinoso dentro de los predios de la EAAB e igualmente una de las invasiones más antiguas (mas de 40 años) con arbustos que alcanzaban hasta los 4 m (Imagen 2).

El sector se caracteriza por diferencias topográficas a su interior, hacia el costado oriental se encuentran las pendientes más pronunciadas cercanas al 45% de inclinación, en la parte más baja de la pendiente cruza una pequeña quebrada que divide el área. Cruzando esta quebrada en dirección



Figura 2. Ubicación del área de trabajo en zonas invadidas por retamo espinoso. Fotografía aérea IGAC (2007), escala 1:15000

occidental la pendiente del terreno es mucho menor y presenta suelos bastante pedregosos, cerca al muro de contención del embalse (Fig. 3).

Preparación del terreno

La preparación del terreno se hizo durante el 2008 siguiendo las recomendaciones de Ríos (2005), Sánchez Tapia & Vargas (2007) y Vargas (2007) descritas en la Guía metodológica para la Restauración Ecológica del Bosque Altoandino (Fig. 4):

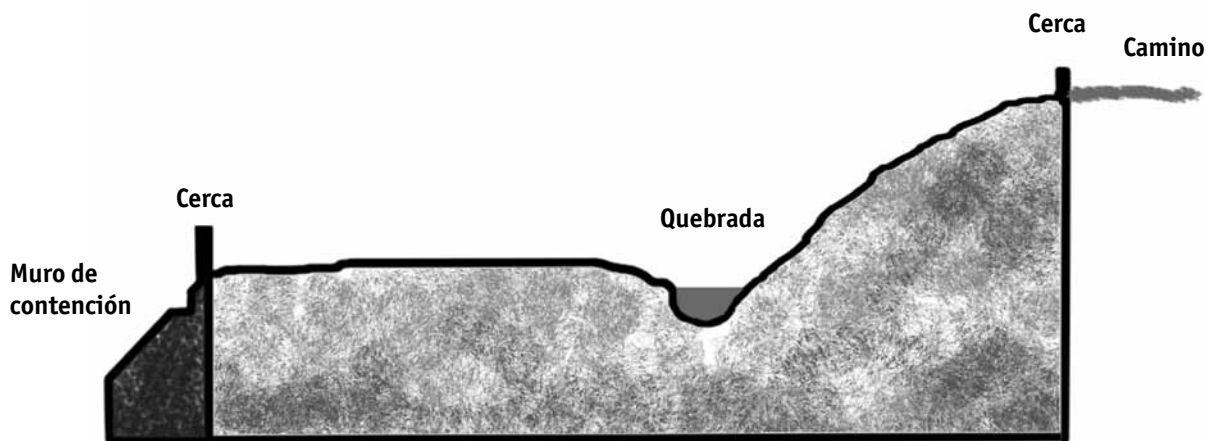


Figura 3. Perfil topográfico de la zona

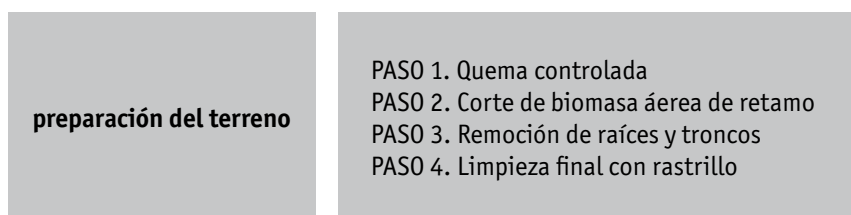


Figura 4. Pasos para la preparación del terreno (Vargas 2007)

Paso 1: Remoción total de la biomasa epígea de *U. europaeus* (vástagos y ramas), por medio de una quema controlada realizada en enero (Imagen 3a); **Paso 2:** Corte manual de los troncos remanentes (Imagen 3b y 3c), los cuáles fueron quemados en sitios puntuales de la zona para eliminar los residuos de retamo generados y evitar rebrotes; **Paso 3:** Arado con tractor con el fin de eliminar la biomasa hipogea (raíces), tocones y plántulas de retamo del primer pulso germinativo (Imagen 3d), estos residuos se recogieron y se quemaron en sitios puntuales; **Paso 4:** a finales de abril de 2008 se realizó una limpieza con rastrillo y se delimitaron los bloques experimentales (Imagen 3e) para posteriormente establecer las parcelas experimentales de restauración.

Después de la implementación de los tratamientos de manejo dado al terreno, se presentaron diferentes pulsos de germinación de plántulas debido a los estímulos generados en cada uno de los tratamientos, como el aumento de la temperatura producto de la quema o el aumento de la luz presentado al retirar la biomasa, las plántulas que germinaban después de la aplicación de un disturbio eran eliminadas por el siguiente disturbio (Fig. 5), por ejemplo después de las quemas una gran cantidad de semillas germinaron en sitios de forma agregada, estas nuevas plántulas

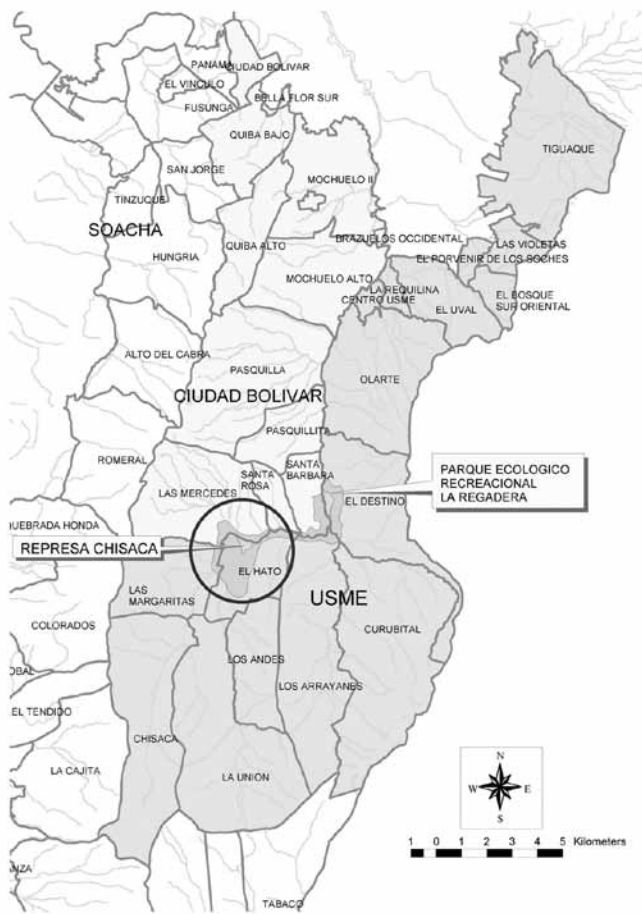


Imagen 1. Ubicación del área de estudio. Escala 1:25.000. Tomado de Escala Humana (2005).



Imagen 2. Área seleccionada antes de iniciar el proceso de restauración



Imagen 3. Preparación del terreno a. quema controlada, b y c. remoción manual de tallos remanentes, d. arado con tractor, e. delimitación de bloques experimentales, d. establecimiento de parcelas.

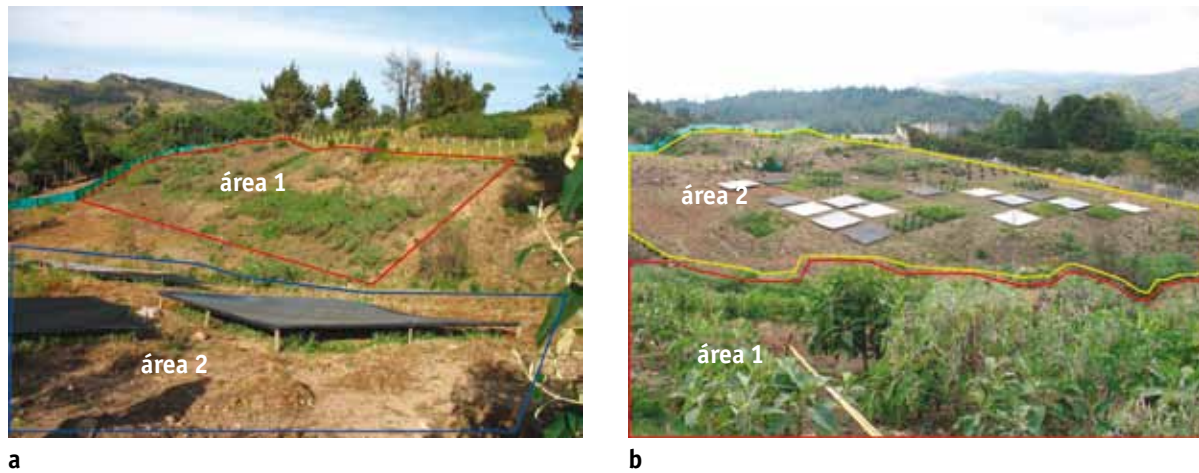


Imagen 4. Ubicación de los experimentos en la zona donde se eliminó *U. europaeus*. a. Área 1 de mayor pendiente y b. área 2 forma mas plana



Imagen 5. Ubicación del terreno de estudio y características topográficas a. pendiente de 35°, b. pendiente de 10°, c y d. pendiente de 0 a 5° (imagen de satélite *Quickbird* tomada de UT Rastrojo a escala humana - Insat 2009).



Imagen 6. Proceso de selección de los claros naturales dentro de la plantación



Imagen 7. Limpieza y remoción del material vegetal.



Imagen 8. Parches de de vegetación nativa tipo rastrojo.



Imagen 9a. Corte de árboles de *P. patula* y *C. lusitanica* que presentaban riesgo de caída



Imagen 9b. Apilamiento de troncos y demás material vegetal retirado



a



b

Imagen 10. Núcleos de facilitación, (a) *Smilax pyramidalis* y (b) *Lupinus bogotensis*

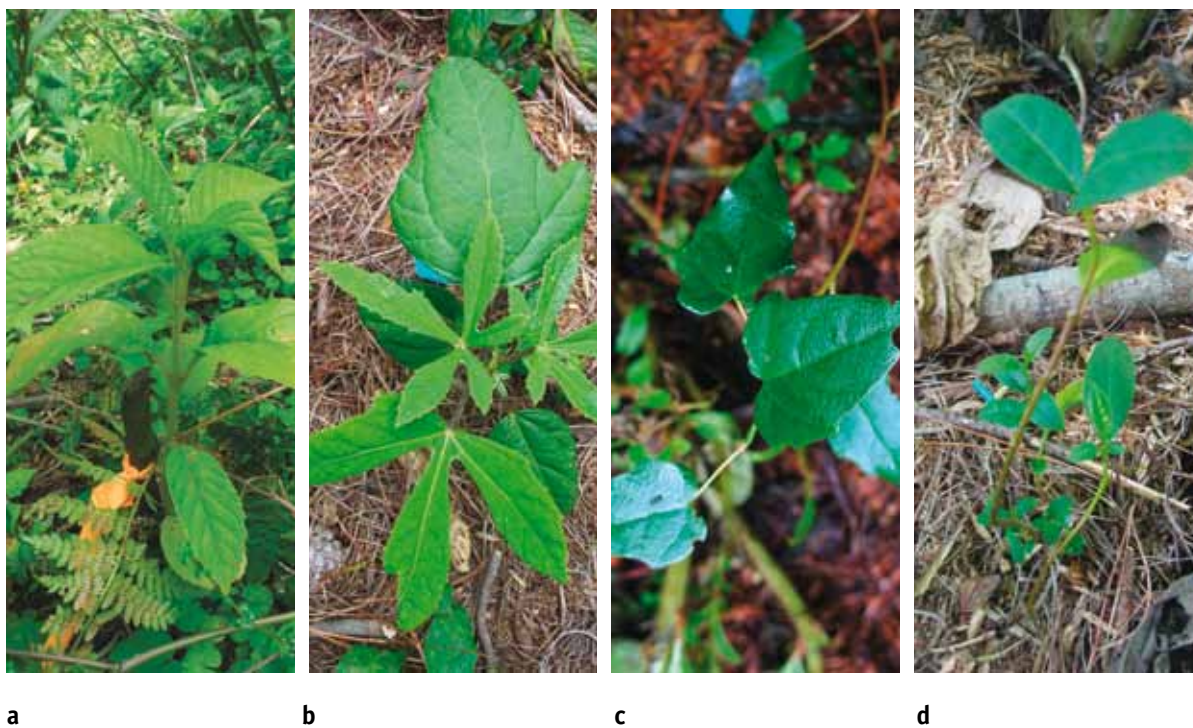


Imagen 11. Especies seleccionadas para enriquecimiento. a. *Citharexylum subflavescens* (Cajeto), b. *Oreopanax floribundum* (Mano de oso), c. *Vallea stipularis* (Raque), d. *Viburnum triphyllum* (Garrocho)



Imagen 12. Monitoreo del crecimiento y sobrevivencia de las especies sembradas.

fueron eliminadas mediante un arado profundo con tractor de disco (Vargas 2007). Sin embargo, luego de casi 1 mes y medio del arado nuevas plántulas germinaron (principalmente en las zonas pendientes) las cuales se removieron nuevamente en toda el área experimental por medio de rastrillos y azadones entre otros, de esta forma inició el proceso de agotamiento del banco de semillas, clave en el proceso de restauración. Después del montaje de los experimentos se realizaron dos remociones manuales más, una en el mes de octubre de 2008 y otra en marzo de 2009, para un total de cinco remociones

Montaje de experimentos

Continuando así con la metodología sugerida en la Guía metodológica para la restauración del bosque altoandino (Vargas 2007) (Fig. 6):

En las dos hectáreas despejadas se implementaron estrategias de restauración enfocadas a: *i*) control del retamo espinoso en etapa plantular, *ii*) rasgos de historias de vida de especies clave para la restauración, *iii*) creación de doseles con especies pioneras y enriquecimiento con especies de sucesiones tardías, y *iv*) agotamiento del banco de semillas,

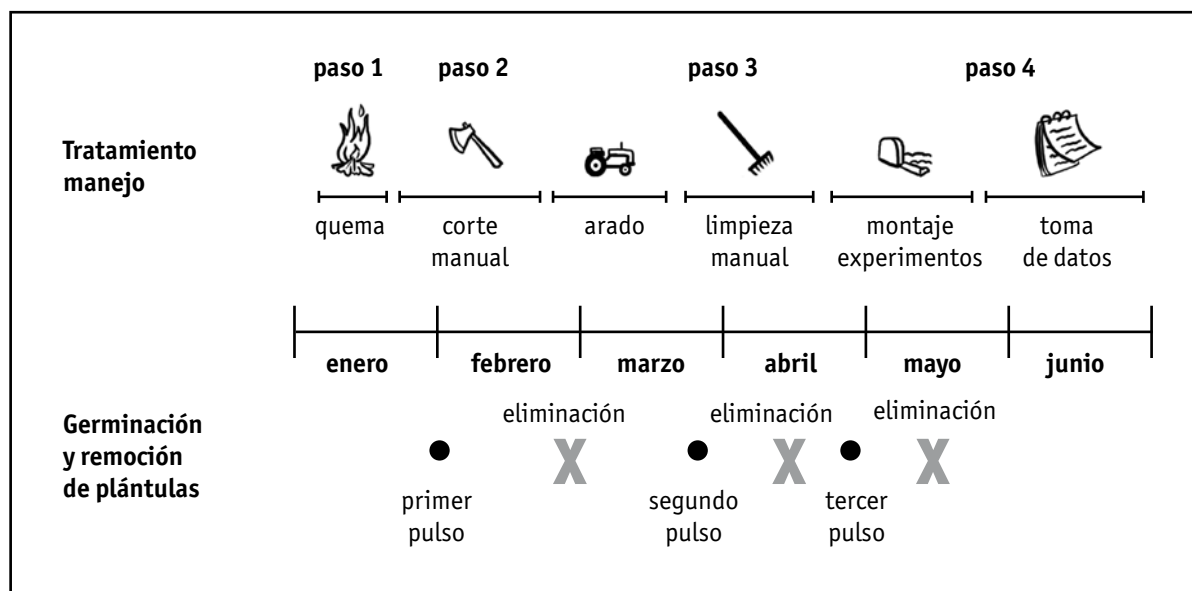


Figura 5. Manejo dado al terreno durante el año 2008 y pulsos de germinación presentados previo al montaje de los experimentos

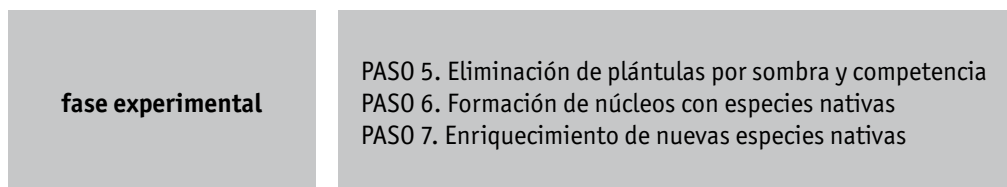


Figura 6. Pasos para el montaje experimental

El sitio de estudio se dividió en dos, el área 1 con mayor pendiente, y el área 2 con la zona mas plana (Imagen 4), en estas áreas se implementaron las estrategias de restauración, teniendo en cuenta que la zona con mayor pendiente requería una cobertura rápida para evitar la erosión.

Los experimentos planteados se distribuyeron en la zona así (Imagen 5): En el área 1 se ubicaron los experimentos de control de plántulas con las leguminosas *Lupinus bogotensis*, *Lupinus sp* y *Vicia benghalensis* (a) (véase Díaz & Vargas Cap. 5 en el presente volumen), al igual que ensayos de siembra de plántulas, semillas y estacas de *Verbesina crasiramea* (b) (véase Franco & Vargas Cap. 7 en el presente volumen). En el área 2 se ubicaron parcelas de control por remoción manual de plántulas en parcelas con sombra natural y artificial (c) (véase León & Vargas Cap. 6 en el presente volumen). Igualmente se establecieron en este sector parcelas réplica de control con leguminosas y parcelas para evaluar el crecimiento de *V. crasiramea* bajo diferentes tipos de suelo (d) (véase Cabrera & Vargas Cap. 8 en el presente volumen).

En las áreas restantes se llevó a cabo el enriquecimiento tanto con especies pioneras como *Lupinus bogotensis*, *Lupinus sp.*, *Vicia benghalensis*, *Verbesina crasiramea*, *Smallanthus pyramidalis*, *Baccharis latifolia*; como con especies leñosas como *Myrcianthes leucoxyla*, *Hesperomeles goudotiana*, *Alnus acuminata*, *Duranta mutissi*, *Vallea stipularis*, *Xylosma spiculifera*, *Viburnum sp.*, *Solanum oblongifolium* y *Sambucus nigra*.

PROCESO DE RESTAURACIÓN EN ÁREAS CON PLANTACIONES DE PINOS

Descripción de las plantaciones

Las plantaciones con una antigüedad de aproximadamente 50 años, fueron implementadas después de la construcción del embalse entre los años 1948 y 1951 con el objetivo de proteger sus alrededores que se encontraban bastante alterados (Mora *et al.* 2007). Estas plantaciones ocupan cerca del 50% de los predios del acueducto, donde la especie mas abundante es la de *Pinus patula*. Actualmente, las plantaciones alcanzan alturas de hasta 20m. y su dosel se mantiene entre 15 y 18 m. presentan un estrato arbóreo constituido de *P. patula*, *C. lusitanica* y *P. radiata*. En el estrato de lianas se encuentra dominando por *Salpichroa tristis* (Solanaceae), una liana nativa que alcanza los 9 m de altura. El estrato herbáceo presenta una cobertura aproximada del 25 % de plantas vasculares y la mayor riqueza (27 especies) y abundancia (64 %) de individuos, y puede observarse la presencia de varias especies de musgos, que cubren entre el 50 y 90 % del suelo. Los estratos arbustivo y arbolito son los menos representativos, con coberturas y abundancias de menos del 15 % y en cuanto a la riqueza, no son tan homogéneos como el estrato arbóreo, y sólo se encuentran 15 y 8 especies respectivamente. A pesar de ser fisonómicamente un bosque, el mayor número de especies dentro de las plantaciones son hierbas (55 %) y arbustos (19 %). Los árboles, arbolitos, enredaderas, epífitos, lianas y sufrútice presentaron todos menos de 6 especies (Mora *et al.* 2007).

Estas plantaciones han estado sometidas a disturbios por extracción de madera, pastoreo y caída natural de árboles, además en su interior se observan algunos sitios donde los árboles están plantados a mayores distancias permitiendo que se presenten mayores procesos de regeneración de plantas nativas en su interior, debido principalmente a que existe más disponibilidad de espacio y de luz para que otras especies se establezcan allí. Así, la dinámica presente ha direccionado procesos de regeneración y se observan conformaciones particulares como diferentes tipos de claros, como los claros de rastrojo, los claros de *Espeletiopsis corymbosa* y los claros de vegetación de subpáramo (Mora *et al.* 2007).

Teniendo como base la “*Guía metodológica para la restauración ecológica de áreas con plantaciones de pinos*” elaborada por León & Vargas en el 2007, se plantearon los pasos metodológicos para la restauración las áreas de plantaciones del Embalse de Chisacá (Fig. 7).

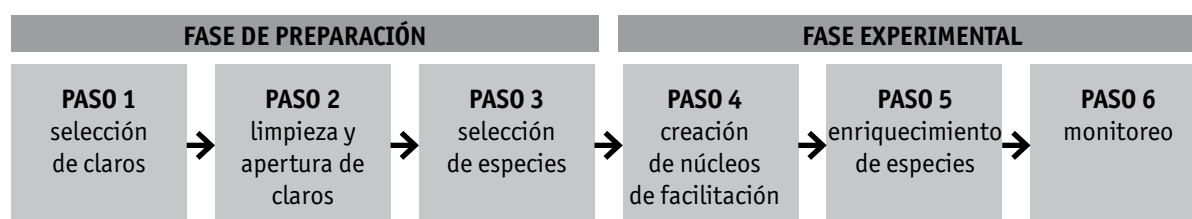


Figura 7. Pasos metodológicos seguidos para la restauración de áreas plantadas con pinos

Fase de Preparación

Paso 1: Selección de los claros.

Para nuestro caso de estudio se seleccionaron claros naturales, que según lo planteado por Mora *et al.* (2007) correspondería a un claro de rastrojo. Este tipo de claro corresponde a zonas donde los pinos y cipreses se han caído, lo cual ha generado un mosaico de parches de vegetación en regeneración, de forma y tamaño irregular, inmersos entre las plantaciones. En estos claros, la presencia de especies pioneras tipo lianas, enredaderas y hierbas que cubren el espacio generado por la caída de los árboles, no ha permitido la continuidad de la dinámica sucesional hacia estadios más cercanos a una cobertura arbórea de especies nativas, a pesar de la existencia de algunas fuentes de propágulos y bancos de semillas.

Para la selección de los sitios de restauración se tuvo en cuenta los siguientes criterios, recomendados en la Guía para la restauración ecológica para la restauración del Bosque Alto andino (Vargas 2007).

- Sitios accesibles. Aunque los sitios escogidos son de relativamente de fácil acceso para los investigadores, se buscó que no fueran de fácil acceso para el ganado y demás animales que pueden entorpecer y dañar el trabajo.

- Como se escogieron claros naturales no fue necesario hacer entresaca; además este tipo de claro permite que los árboles que continúen en pie ofrezcan abrigo a las especies nativas que se siembren.
- Se escogieron claros que no tuvieran pendientes fuertes.

Los sitios escogidos se encuentran al interior de una plantación, ya que los pinos que rodean estos claros prestan funciones de protección a los individuos que se planten al interior, no solo contra animales domésticos que puedan ingresar allí, sino también se convierte en una barrera contra fuertes vientos y heladas.

Esta plantación se encuentra dentro de los predios de la EAAB, en la vereda El Hato (Fig. 8).

Paso 2: Limpieza y apertura de claros

Se despejaron los claros naturales formando un área irregular de 2 hectáreas iniciales (Fig. 8). A estas áreas se les retiró todo el material vegetal caído, que incluía madera y residuos vegetales de otras especies (Imagen 7). Se cortaron y se retiraron las especies invasoras que formaban parches densos y que no permitían la germinación de otras especies, como es el caso de la mora o zarza (*Rubus sp.*); sin embargo, se mantuvieron algunos rastros pequeños de vegetación nativa (Imagen 8).

También fue necesario cortar algunos pinos que por su mal estado representaban un fuerte peligro para los trabajadores, investigadores e investigaciones (Imagen 9a). El material vegetal removido, en su mayoría madera, no pudo ser retirado de zona, por lo que tuvo que ser amontonado debajo de los pinos que se dejaron en pie (Imagen 9b). Es importante aclarar que no se retiraron de acículas ni se hicieron enmiendas, ya que de acuerdo con lo recomendado por León (2007), muchas semillas se encuentran entre las acículas, y al hacerlo se perderían estos propágulos. Por otro lado, según los resultados de ese mismo trabajo en cuanto a adición de enmiendas no se encontró un efecto significativo sobre el crecimiento de las especies sembradas.

Paso 3: Selección de especies.

Se utilizaron en su mayoría, las especies anteriormente plantadas y/o recomendadas por León & Vargas (2007). Esta selección se hizo teniendo en cuenta sus rasgos de historia de vida y su presencia dentro de los claros de las plantaciones.

El primer criterio de selección fue si correspondían a especies pioneras o de sucesiones tardías. Según las recomendaciones de León (2007) y Mora *et al.* (2007) se seleccionaron como especies pioneras:

Smallantus pyramidalis, *Lupinus bogotensis*, *Verbesina crasiramea*, *Solanum oblongifolium*. Y como especies de sucesiones tardías se escogieron: *Vallea stipularis*, *Viburnum triphyllum*, *Citharexylum subflavescens*, *Oreopanax floribundum*, *Weinmannia tomentosa*



Figura 8. Ubicación del área de trabajo en plantaciones forestales exóticas

Fase Experimental

Paso 4: Creación de núcleos de restauración

Al despejar los claros y limpiarlos se generaron nuevas condiciones ambientales, como el aumento de la radiación, fuertes cambios de temperatura y disminución de la humedad. Estas nuevas condiciones hacen que especies sucesionales medias y tardías tengan problemas para su desarrollo y establecimiento. Por estas razones es recomendado ampliamente el uso de especies facilitadoras. Estas especies deben presentar ciertas características como altas tasas de crecimiento, formación rápida de doseles y capacidad para fijar nitrógeno. Según León & Vargas (2007), las densidades de siembra deben ser altas, para que formen rápidamente doseles. Las especies utilizadas como formadoras de núcleos de facilitación fueron las especies pioneras: *Lupinus bogotensis* (Chocho) y *Smilanthus pyramidalis* (Arboloco) (Imagen 10), estas especies han sido recomendadas ampliamente

en diversos trabajos ya que cumplen con las características anteriormente descritas. En el caso del *L. bogotensis*, además se resalta que mejora las condiciones del suelo fijando el nitrógeno y tiene ciclos cortos de vida, por lo que no compite con los árboles nativos en etapas posteriores de su crecimiento (León 2007, León & Vargas 2007, Díaz-Espinosa & Vargas Cap. 5 en el presente volumen).

Paso 5: Enriquecimiento de especies

Posterior al establecimiento de los núcleos de facilitación se plantaron las especies para enriquecimiento. Las especies plantadas fueron las escogidas en el paso 3 denominadas especies de sucesiones tardía (Imagen 11).

Paso 6: Monitoreo

Según León & Vargas (2007), el monitoreo se puede dividir en tres tipos. Este paso es uno de los más importantes puesto que es el que nos muestra que tan efectivos fueron los diseños implementados.

1. Monitoreo de crecimiento y mortalidad (Imagen 12)
2. Monitoreo de la sucesión
3. Monitoreo de la características del suelo

En el presente caso de estudio se hicieron estos tres tipos de monitoreo durante el transcurso del proyecto, sin embargo es indispensable que este monitoreo se continúe al finalizar el proyecto, puesto que hay mucha información acerca del éxito o no del proyecto, que solo se podrá conocer con un seguimiento a largo plazo.





Parte II



3.

Rasgos de historia de vida y ecología de las invasiones de *Ulex europaeus* L.

Adriana Marcela Díaz Espinosa

RESUMEN

Ulex europaeus es una de las 100 especies más invasoras del mundo y en Colombia es de las 10 más importantes. Es originaria del Oeste de Europa y la parte mediterránea, se distribuye naturalmente en los brezales, ecosistemas con comunidades de matorrales que evolucionaron bajo la presión del fuego y pastoreo. Actualmente el retamo invade todos los continentes y en Colombia tiene una historia reciente de invasión de 50 años, su entrada fue en la alta montaña y actualmente se distribuye desde los 2500 a 3500 m. Dentro de sus principales características de historia de vida están sus estrategias de reproducción sexual y asexual, ya que tiene un banco de semillas permanente en el suelo y retoña vegetativamente a partir de raíces. Es pirófila y luego de incendio logra retoñar fácilmente a partir de raíces, al igual que germinar gran cantidad de semillas. En el trópico, a diferencia de la zona templada, tiene la capacidad de florecer durante todo el año. En Colombia se han estudiado sus bancos de semillas al igual que el comportamiento de éstas bajo polisombra. Hacen falta estudios que evalúen la dinámica de sus poblaciones.

PALABRAS CLAVE

Ulex europaeus,
brezales, invasión,
rasgos de historia de
vida.

INTRODUCCIÓN

Origen del género y ecosistemas naturales

U. europaeus conocido con el nombre de retamo espinoso o tojo (España) se considera como una de las 100 especies más invasoras del mundo (Lowe *et al.* 2000). Perteneció a la familia Fabaceae y la tribu Genisteae. Este género se caracteriza por su poliploidia relacionada con diferenciaciones morfológicas,

geográficas y preferencias ecológicas (Cubas 1999); se distribuye naturalmente al oeste de Europa y noroeste de África, siendo la Península Ibérica el sitio de mayor diversidad de especies (Cubas *et al.* 2005). Esta distribución se debe al aislamiento geográfico después del Mioceno temprano con el colapso del cinturón montañoso Alpino y la formación del Mar de Alboran que separa estos dos sitios (Cubas *et al.* 2005).

El retamo se encuentra naturalmente en los brezales (Richardson & Hill 1998, Puentes y Basante 2002), ecosistemas típicos del arco Atlántico de Europa y algunas zonas Mediterráneas (Fig. 1). En los brezales costeros las condiciones ambientales y edáficas son drásticas (vientos constantes, sustratos silíceos o calcáreos que dificultan la formación de suelo). En estos predominan pastizales y comunidades rupícolas y a medida que se aleja de la costa empiezan a dominar comunidades arbustivas de pequeño porte con especies fijadoras de nitrógeno como *U. europaeus* y *U. galli* (MMA 2000a).

En otras zonas de Europa los brezales también son de suelos ácidos, pobres y secos con paisajes abiertos y poco arbolados, dominados por comunidades arbustivas densas con especies de *Erica*, *Calluna*, *Cytisus* y *Ulex* (MMA 2000b). Éstos evolucionaron a partir del manejo dado por las comunidades humanas desde el mesolítico en donde ya se pastoreaba la zona, y se usaba fuego en áreas boscosas para generar pastos frescos. En el Neolítico se intensificó el uso y en aquellas zonas de suelos pobres, donde los árboles se talaron o quemaron, y su regeneración se impidió (a causa del pastoreo y/o fuego), se conformaron comunidades de brezales y retamos. Estos arbustos fueron importantes durante el Neolítico en los sistemas agrícolas al usarse como material de construcción, forraje y combustible. Hoy en día estas plantas ya no tienen el valor económico del pasado y por tal motivo se dejaron de cortar, lo que ha llevado a su expansión acelerada afectando la diversidad de estos ecosistemas (Alonso 2004).



Figura 1. Distribución de los brezales del arco atlántico de Europa b. Brezales ácidos atlánticos y mediterráneos de la Península Ibérica (García 2009)

Introducción en el mundo

U. europaeus es una de las especies con mayor distribución natural y exótica del género. Naturalmente se distribuye desde Portugal a Suecia, incluyendo Austria, Bélgica, Dinamarca, Noruega y Gran Bretaña (Cubas *et al.* 2005). Los climas atlánticos y mediterráneos presentes en su rango de distribución nativo ocurren también en otras regiones del planeta y favorecen el proceso de la invasión como en las regiones mediterráneas del Sur occidente Australiano, Norte América, California central y meridional, la costa de Chile, y Ciudad del Cabo en Sudáfrica. Por otro lado, aunque inicialmente se reportó que la especie no prosperaba en sitios tropicales fríos de montaña (Holm *et al.* 1997), hoy se sabe que invade regiones montañosas del trópico como Hawaii, Sri Lanka, Perú, Costa Rica, Ecuador, México, Panamá, Brasil y Colombia (Bingelli 1997, ISSG 2008). En estos países invade principalmente áreas disturbadas como potreros, bordes de carretera, caminos, bordes de ríos y bosques sujetos a quema y/o deforestación (Clements *et al.* 2001).

El primer país en donde fue introducido *U. europaeus* fue Nueva Zelanda en 1838, donde se usó como cerca viva lo que representaba un gran ahorro económico para los granjeros de la zona. Sólo hasta 1900 se consideró maleza; pero los planes de control sólo se iniciaron hasta inicios de la década del 50 cuando se introdujeron controladores biológicos especializados en preñar sus semillas, más no su follaje espinoso. A pesar de las alertas generadas en Nueva Zelanda, se introdujo con el mismo propósito en otras partes del mundo. En América, Oregon (USA) fue el primer sitio donde se introdujo, con semillas procedentes de Irlanda (Hill *et al.* 2000).

Introducción a Colombia

Posiblemente uno de los sitios más antiguos de introducción del retamo espinoso, son los predios del Acueducto de Bogotá en la zona rural de Usme. Se introdujo como cerca viva, en la década de los años 50 para la protección de los Embalses de la Regadera y Chisacá (Cano y Zamudio 2006). Antes de la construcción de los embalses, el paisaje de la zona ya estaba transformados por actividades agropecuarias (Cano y Zamudio 2006, Mora *et al.* 2007). Allí se favoreció la invasión por presentarse suelos pobres, paisajes abiertos (con prácticas de quema y pastoreo) y la falta de un plan de manejo de los predios de la EAAB. Esto, sumado a un clima tropical, en donde puede crecer y florecer durante todo el año, facilitó el proceso de invasión. Hoy en día *U. europaeus* es una prioridad de control en el Distrito Capital y entidades como el Jardín Botánico de Bogotá, la Secretaría Distrital de Ambiente y el Acueducto de Bogotá han empezado a aplicar estrategias de control con el acompañamiento técnico y científico de las universidades. En Colombia es catalogada dentro las diez especies más invasoras (Calderón-Sáenz 2003), se reporta en los pisos bioclimáticos subandino y andino entre los 2000 y 3400 m en los departamentos de Cundinamarca (Zabaleta & Vargas 2007), Boyacá, Santander y Antioquia (Ríos 2002, Baptiste 2007). Otros focos grandes de invasión son los cerros de Bogotá y casi todos los municipios cercanos a Bogotá. En el municipio de Cogua, la invasión ya alcanzó

el páramo de Guerrero a aproximadamente 3.500 m; lo cual nos demuestra la capacidad de ésta especie de invadir cada vez más alturas en las montañas acabando completamente relictos de subpáramo y penetrando en el páramo.

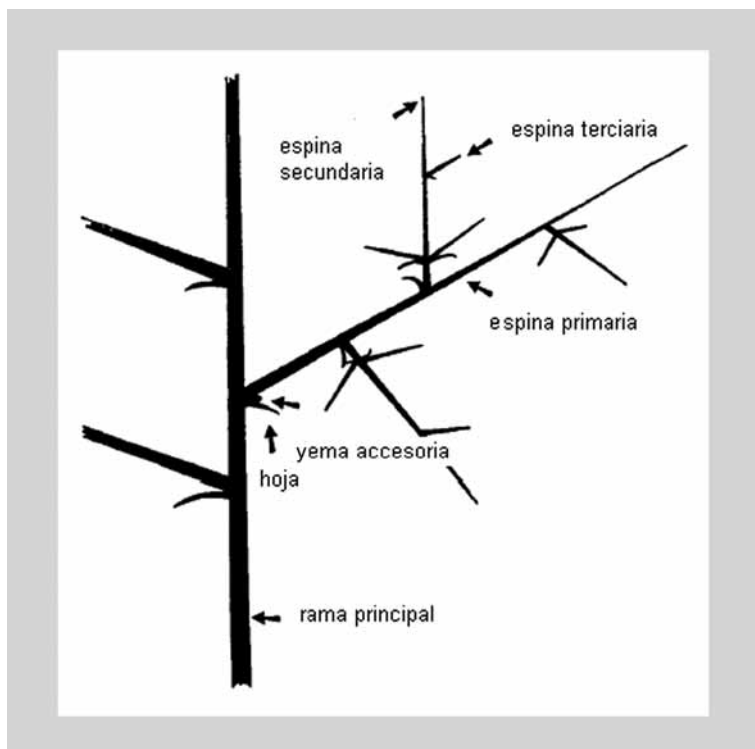


Figura 2. Esquema del sistema de ramificaciones de *U. europaeus* (Modificado a partir de Millener 1961).

Características de la especie

Destacan en *U. europaeus* su hábito arbustivo (Imagen 1a), con ramas espinosas (Imagen 2c), hojas reducidas y flores vistosas (Imagen 2d). Las plántulas presentan inicialmente hojas trifoliadas, y posteriormente se desarrollan hojas reducidas debajo de las espinas (Fig. 2). En los juveniles y adultos las ramas son espinosas, éstas son profundamente surcadas y pueden ramificarse en grado secundario y terciario (Fig. 2, Skipper 1922, Millener 1961). Los arbustos conforman parches densos de difícil penetración, y alrededor de los 30 años pueden alcanzar alturas de hasta 7m (Lee *et al.* 1986). Al interior del dosel del arbusto se acumulan las ramas secas, particularmente en los estratos inferiores. Su carácter pirófilo es un *feed back* positivo para la población, ya que luego de una quema se rejuvenece la población a partir de rebrotes o plántulas (Imagen 1b, Puentes & Basanta 2002).

Rasgos de historia de vida

De sus rasgos de historia de vida se conoce que es una especie perenne de ciclo largo, hay registros de individuos vivos hasta los 30 años en Nueva Zelanda (Lee *et al.* 1986). Tiene la facultad de reproducirse sexual (Imagen 2a) y asexualmente (Imagen 2b) por medio de raíces y luego de incendios puede rebrotar a partir de los tocones remanentes (Clements *et al.* 2001).



a



b



c



d

Imagen 1. Características de retamo espinoso. a. Crecimiento arbustivo y formación de parches densos. b. Especie pirófila debido a la gran cantidad de ramas secas que acumula. c. Las ramificaciones son espinosas con hojas reducidas d. Flores en racimos y vistosas.



a



b

Imagen 2. Estrategias de reproducción de retamo espinoso a. Reproducción sexual y expresión del banco de semillas germinable luego de quema, el incendio favorece la expresión del banco de semillas. b. Reproducción asexual, se observan los retoños de las raíces de retamo luego de quema y corte.



a



b

Imagen 3. Invasión de retamo en potreros abandonados en los alrededores del Embalse de Chisacá a. 2006 b. 2009

La edad a la primera reproducción desde plántula es a los dos- tres años en plantas de Nueva Zelanda, pero a partir de retoños vegetativos puede florecer entre los primeros 6 y 18 meses (Rees & Hill 2001). Florece una vez al año en las regiones norte y dos veces al año en la regiones del Sur (Clements *et al.* 2001); sin embargo en zonas tropicales presenta flores y frutos durante todo el año (Rios 2002), con épocas de mayor floración. Sus flores pueden ser polinizadas por abejas o abejorros y conforman vainas de hasta 7 semillas (Clements *et al.* 2001). La dispersión de sus semillas es barócora hasta un radio de 5-6 m y eventualmente puede ser dispersada más lejos por fuertes vientos, corrientes de agua, hormigas, pequeños roedores y en el barro atrapado en pezuñas, zapatos o ruedas de camiones (Moss 1959).

Las semillas son muy longevas, conforma bancos de semillas persistentes de hasta 30 años en el suelo (Lee *et al.* 1986) que conservan viabilidades superiores al 80% (Hoshovsky 1989), la germinación se activa principalmente cuando hay claros en las partes más viejas del parche, por la entrada de luz, agua y cambios en la temperatura (Rees y Hill 2001, Ivens 1978). Igualmente, luego de un disturbio se expresan masivamente aunque sólo sea el 25% del banco de semillas en los primeros cinco centímetros del suelo (Ivens 1982). Aún no se han realizado estudios demográficos de sus poblaciones, y por ello no se sabe cuál de las estrategias de reproducción sexual o asexual contribuye más al crecimiento de sus poblaciones, ni cuáles categorías de tamaño son las más indicadas para controlar y declinar el crecimiento poblacional. Sin embargo, sí se han hecho estos estudios demográficos en especies emparentadas como *U. galli* y *U. minor*, en donde se determinó que el paso de semilla a plántula es uno de los puntos críticos del ciclo de vida que más repercuten en el crecimiento poblacional (Stokes *et al.* 2004).

El retamo espinoso es una especie que en general tiene una alta capacidad de crecimiento en casi todas las clases de edad (Lee *et al.* 1986), prolifera rápidamente en sitios disturbados (Imagen 3a y 3b) pero además de esto almacena en el suelo una gran cantidad de semillas (banco de semillas persistente) que mantendrían un crecimiento poblacional durante muchos años aunque ya no hubiese producción de nuevas semillas. Se podría decir que el retamo es una especie que mantiene un crecimiento poblacional activo y alto, pero que además “ahorra” en sus bancos de semillas para un crecimiento poblacional futuro, en caso de algún evento estocástico como un incendio.

Se han realizado estudios que tratan de analizar el comportamiento de los diferentes estadios de vida en parches de retamo. En general estos parches se forman de cohortes. En Nueva Zelanda al Norte de Palmerston (140m) en parches de 20 años puede encontrarse una alta densidad de semillas (10.000/m²), de las cuales pueden llegar a germinar en promedio el 25% en condiciones abiertas (pero cuando hay un aclareo de la zona) y por un periodo de 20 meses (Ivens 1978). La mortalidad de plántulas debajo de parches de retamo puede ser inicialmente muy baja, pero pueden llegar a mortalidades de hasta 70% luego de un año, estas plántulas mueren estando etioladas, atacadas por hongos, babosas o enterradas por hojarasca (Ivens 1978). En áreas no clareadas la densidad de

plántulas puede ser de 10 a 25 por m² y aumenta en parches senescentes en donde hay un mayor porcentaje de claros en el dosel. De hecho el retamo espinoso cumple la ley de $-3/2$ que relaciona el tamaño de la planta con la densidad, la densidad de tallo por metro cuadrado declina de 32 a 6 en 15 años y en parches de 20 años es de 2 m² (Lee *et al.* 1986).

Si de forma natural las plántulas debajo de los parches de retamo tienen un alto porcentaje de mortalidad posiblemente por la competencia por luz, también se ha encontrado que la competencia con pastos genera una alta mortalidad en el *pool* de plántulas, los pastos pueden llegar a crecer más rápido que las plántulas de retamo y cuando alcanzan su máxima altura caer encima de éstas generando un gran estrés sobre las plántulas; igualmente, el pastoreo puede ser una causa importante de mortalidad ya que los individuos son pisoteados o comidos, por eso la mortalidad de plántulas en parcelas con pastos y pastoreo es muy alta, lo cual recuerda el comportamiento que se le daba a las comunidades de brezal-tojo en Europa Occidental, en donde las plántulas se controlaban con ese manejo y los adultos mediante el corte de biomasa para suplir las necesidades de los habitantes.

Estudios sobre competencia entre plántulas de retamo y pastos como *Lolium perenne* en zonas templadas muestran cómo se afecta drásticamente la supervivencia de plántulas de retamo, principalmente por la sombra que produce *L. perenne* (Cárdenas 2004). También se ha encontrado un efecto significativo por competencia de *Trifolium repens* (Thompson 1974).

La fertilización en condiciones de campo tiene un efecto significativo en la emergencia de plántulas de retamo de 37% a 12% principalmente, porque se promueve con el tiempo el aumento de la cobertura de otras especies que compiten con el retamo (Ledgarg 2006) e igualmente se ha encontrado un efecto negativo de la adición de fosfato, superfosfato, nitrógeno y cal sobre el número de plántulas de retamo (Thompson 1974, Hartley & Phung 1979 y Popay *et al.* 1990).

En Colombia los trabajos sobre *U. europaeus* son relativamente recientes. Se ha estudiado el comportamiento de sus bancos de semillas y la producción de plántulas después de aclareo encontrándose un pico máximo en la producción de plántulas tras los primeros tres meses de 3500 a 5200 plántulas/m² (Ríos 2002). La heterogeneidad en la expresión del banco de semillas reportada en Chisacá se debe principalmente a diferencias en la estructura vertical y horizontal, en el primer caso la profundidad efectiva de las semillas es en los primeros 5 cm, en el segundo caso la mayor cantidad de plántulas se encuentra en los sectores centro e intermedio de los parches (Zabaleta 2007).

En los Cerros Orientales de Bogotá se ha encontrado que extracciones manuales de las plántulas es una técnica eficaz para agotar el banco de semillas; con frecuencias de tres meses se garantizan el control del 91.4% de la biomasa de retamo mientras que con extracciones semestrales se llega a un control menor del 75.0%, aunque con extracciones cada seis meses en un ciclo de cuatro o cinco

remociones se puede lograr un cambio la trayectoria sucesional, disminuyendo la dominancia de retamo en la comunidad (Ríos 2002).

Los efectos combinados de la remoción manual, quema y arado limitan el establecimiento temprano de *U. europaeus* alcanzándose menores densidades de plántulas que cuando sólo se hace un tipo de tratamiento (Sánchez & Vargas 2007). Para disminuir el establecimiento de *U. europaeus* se ha utilizado sombra artificial (polisombra) encontrándose diferencias después del primer mes. Igualmente, la polisombra aumenta el establecimiento de otras plantas nativas que compiten por espacio con las plantas ya establecidas (Sánchez & Vargas 2007). También se estudiado la competencia de plantas como *Rubus glaucus*, *Rubus bogotensis*, *Phytolacca bogotensis*; pero no se ha encontrado un efecto sobre el retamo principalmente por las bajas tasas de crecimiento de estas especies (Cárdenas 2004).

Una de las principales cuestiones sobre el control del retamo es: ¿qué se debe controlar, el banco de semillas o la supervivencia de plántulas? Una alternativa puede ser promover disturbios que favorezcan la germinación de semillas de los primeros 5 cm del suelo, en un periodo de mínimo dos años (Ríos 2002) para disminuir el potencial de un crecimiento poblacional futuro; pero igualmente controlar la sobrevivencia de las plántulas para evitar que éstas lleguen a juveniles y adultos, con capacidad de producir nuevos retoños tanto vegetativos como nuevas semillas. Luego del manejo deben evitarse disturbios en la zona que expresen de nuevo el banco de semillas, para ello debería hacerse controles para evitar fuegos (corta fuegos) en los diferentes tipos de vegetación invasora y nativa.



Caracterización espacial y conocimiento social de la invasión de retamo espinoso (*Ulex europaeus*) en la vereda El Hato (Localidad de Usme)

Olga Adriana León / Orlando Vargas Ríos

PALABRAS CLAVE

Invasión, distribución,
Ulex europaeus

RESUMEN

Se estudió la distribución espacial de los parches de retamo espinoso en una vereda de la localidad de Usme (Bogotá D.C), tomando variables como el tamaño promedio de los individuos en cada parche y su estado fenológico; se utilizó un Sistema de Información Geográfica con el cuál se identificaron los predios pertenecientes a la vereda, coberturas vegetales y se hallaron variables como área total invadida de cada predio, tamaño y número de parches, distancia entre estos; se identificaron en total 34,8 hectáreas ocupadas por retamo espinoso en toda la vereda, de las cuales un 65% (22 has) se encuentran en los predios de la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (EAAB). Se realizaron entrevistas y encuestas a algunos pobladores de la vereda con el fin de determinar el conocimiento, percepción y manejo de esta especie invasora.

INTRODUCCIÓN

La amplia distribución de la especie *Ulex europaeus* en la Sabana de Bogotá y alrededores es un problema no solo ecológico, sino que además afecta aspectos económicos, productivos y recreativos dados los fuertes impactos generados sobre los ecosistemas nativos, áreas de producción agropecuaria, áreas de conservación, parques distritales, entre otras.

En el Distrito Capital esta especie ocupa extensas áreas, Ríos (2005) reporta una invasión de más de 3000 hectáreas, siendo la zona suroriental la más afectada;

además ocupa un amplio rango altitudinal (desde los 1800 m hasta 3600 m) invadiendo ecosistemas estratégicos como los páramos (Páramo Guerrero obs. Pers.).

Esta especie provoca el desplazamiento o extinción de las especies nativas, modifica los suelos, fragmenta las áreas naturales, homogeniza los ecosistemas, modifica las relaciones existentes entre los componentes del ecosistema, perturba la circulación de nutrientes y agua, altera los servicios ecológicos, aumenta la frecuencia de fuegos dentro de los ecosistemas transformando el régimen de disturbios y causa la pérdida de espacios de usos productivos, recreativos y de conservación, esta especie está asociada con incendios forestales, ya que acumula gran cantidad de necromasa, la cuál es altamente combustible; y genera pérdidas económicas cuando invade zonas agropecuarias dados los altos costos económicos y de mano de obra que conlleva su eliminación.

A pesar de los perjuicios que esta especie invasora causa y de las alarmantes cifras de invasión en Bogotá, su expansión continúa ante la preocupación de los pobladores, los científicos, las instituciones gubernamentales y privadas, y las autoridades ambientales, quienes a pesar de sus esfuerzos no logran resultados efectivos en su erradicación a gran escala.

Son varias las razones por las cuales se dificulta esta labor, *i)* el estudio de su ecología, manejo y control es bastante reciente en nuestro país, faltando todavía información para controlar y erradicar con éxito las poblaciones ya establecidas; *ii)* las políticas de regulación y mecanismos de prevención y educación no han tenido el impacto deseado o en ocasiones no existen; por ejemplo, esta especie continúa usándose como cerca viva y para el control de la erosión, incluso los viveros comerciales producen y comercializan semillas y plántulas, esto evidencia el poco conocimiento y regulación de esta especie invasora en el país; *iii)* los esfuerzos económicos para solucionar este problema son pocos, teniendo en cuenta los altos costos económicos que este problema genera, en la mayoría de las ocasiones las inversiones son puntuales y a corto plazo, por tanto no contemplan un mantenimiento frecuente y permanente, lo cuál al final genera la pérdida de la inversión inicial y el aumento de los fracasos en el control de la especie; y *iv)* el desconocimiento de la relevancia de este problema ambiental y sus consecuencias no ha permitido que se diseñen y se incorporen a la gestión ambiental de las instituciones planes y programas efectivos e integrales que conduzcan a la erradicación de la invasión.

Para poder llevar a cabo el control y la erradicación de esta especie es necesario contemplar el problema desde los aspectos político, educativo, económico y ecológico, este último considerando los diferentes niveles de organización; al respecto es importante buscar estrategias a nivel de población, sin olvidar que la invasión afecta los ecosistemas y los paisajes enteros. Lograr caracterizar la invasión a una escala de paisaje permite determinar la forma en la cuál se expande la invasión, y obtener un entendimiento de los sitios que son más susceptibles a este proceso, lo cuál permite un manejo mas eficiente (Andrew & Ustin 2009).

Usualmente la invasión se caracteriza mediante las diferentes tasas de migración o dispersión, esto significa, las diferentes velocidades que determinan el proceso de dispersión de la especie en un territorio; esta velocidad de invasión es influenciada por la distancia de dispersión y la edad de la primera reproducción, además del número de semillas (Cannas *et al.* 2003b). En muchos casos, los patrones de distribución resultantes están mas relacionados con la dinámica poblacional de las especies involucradas que con las características del medio ambiente (Cannnas *et al.* 2003a). No obstante, en el caso del retamo espinoso la naturaleza invasiva de la especie es atribuida no solo a factores como la rápida madurez fisiológica, la conformación de densos parches, el crecimiento perenne y la persistencia de un gran banco de semillas del suelo; sino también a las características del ambiente en el que se encuentra, por ejemplo en Humuula (Hawaii) las invasiones se encuentran en paisajes con baja diversidad florística y en sitios altamente pastoreados (Leary *et al.* 2006).

En las especies invasoras generalmente existen dos mecanismos de expansión: la difusión y la dispersión por saltos; el primero consiste en una expansión gradual y regular de la población a partir del centro del parche hacia la periferia, el segundo mecanismo es un movimiento de larga distancia a un punto bastante alejado del rango de una población exótica establecida, el retamo presenta una combinación de estos dos mecanismos (Ríos 2005).

Aunque el síndrome de dispersión de esta especie es barócoro, y generalmente la mayoría de las semillas alcanzan distancias entre 2 -6 m (Rees & Hill 2001), correspondiendo esto a un proceso de dispersión primaria, en muchas ocasiones también se presenta un proceso de dispersión secundaria en el cuál las semillas se mueven con la ayuda de agentes como el viento, el agua y los animales, variando su distribución espacial y densidades (Witkowski & Garner 2000); Sem & Enright (1996) detectaron semillas de *U. europaeus* a una distancia de hasta 17 m del sitio de los parentales, las cuáles pudieron ser transportadas por flujos de agua y en maquinaria, ubicándose a lo largo de vías, ríos y bordes de caminos, esta configuración representa una situación típica de invasión, ya que usualmente los invasores entran por los bordes de una región (caminos, ríos, entre otros) (Cannas *et al.* 2003a).

Según lo anterior, la distribución de la especie está determinada no solo por sus características fisiológicas y ecológicas, sino que además esta estrechamente relacionada con la historia de uso del territorio, las actividades antrópicas que se dan en éste y por supuesto con el mosaico actual de vegetación que no es mas que el resultado de una relación hombre – naturaleza.

Por tanto, entender la dinámica de invasión en la zona, teniendo en cuenta los aspectos que benefician o impiden la expansión de la especie es básico para la planificación y la eficiencia en programas de manejo. El reto de asumir este problema a una escala mayor implica no solamente ampliar el área de trabajo, sino además determinar el estado de la invasión en los alrededores, y por supuesto incorporar el pensamiento de los pobladores acerca del problema, ya que el paisaje que se observa actualmente es el resultado de las interacciones entre los seres humanos y los

entornos, y reflejan claramente las concepciones culturales que guían las acciones humanas, y son los miembros de las comunidades quienes viven el territorio, conocen los recursos y reconocen los desequilibrios ambientales, y quienes eventualmente pueden emplear sus capacidades organizativas para conservar los recursos que garantizan su sobrevivencia (Cano & Zamudio 2006).

Por tal razón, el objetivo principal de este trabajo es caracterizar espacialmente el estado actual de invasión de *U. europaeus* en la vereda El Hato, relacionándola con la percepción, el conocimiento y las actividades de control utilizadas por parte de los pobladores de la zona, con el fin de proporcionar una mirada más amplia del problema.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La vereda el Hato hace parte de la zona rural de la localidad de Usme, en la parte sur de Bogotá. Se encuentra en un rango altitudinal que va de los 3000 a los 3300 m. Según la zona de vida, la vegetación se encuentra enmarcada en la franja altoandina (Mora *et al.* 2007).

La precipitación media anual es 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, la época de mayor precipitación va de abril a julio y la de menor de septiembre a noviembre. Los meses más secos son diciembre - 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.

Reconocimiento y delimitación de la zona de estudio

Preliminarmente se hizo una revisión de la cartografía y de los estudios realizados en la zona (Ponce de León 2005, Mora *et al.* 2007, Zabaleta 2007, Sánchez Tapia & Vargas 2007, Cano & Zamudio 2006), con el fin de determinar el estado del conocimiento del problema.

Reconocimiento de campo y caracterización de los parches de retamo espinoso

Una vez se establecieron los límites de la vereda y los predios pertenecientes a la misma, se procedió a realizar los levantamientos en campo. Durante los meses de agosto a octubre de 2008 se georreferenciaron cada uno de los parches de retamo espinoso encontrados en los predios de la vereda. Adicionalmente se registraron las siguientes características en cada uno de los parches o individuos aislados: *i*) altura de los individuos de retamo espinoso, midiendo con un metro individuos al azar desde el suelo hasta el ápice, y *ii*) estado fenológico predominante de los mismos.

Sistematización y procesamiento de datos

Los puntos tomados con el GPS se pasaron al programa ARGIS 9.2, en el cual se reproyectaron y ubicaron sobre la fotografía aérea de la zona del año 2007, allí se ubicaron los predios de la vereda

generados por Ponce de León & Asociados (2005), y las coberturas del área determinadas por Mora *et al.* (2007). Una vez ubicados se procedió a elaborar los polígonos correspondientes a cada uno de los parches, adicionando a su respectiva tabla de atributos los datos registrados en campo.

Después de obtener los polígonos o en este caso los parches, se halló el área de cada uno, determinando así su tamaño y el área total de invasión en la vereda.

Finalmente se elaboró una base de datos con los siguientes atributos:

- Área del predio
- Área de los parches de retamo
- Área total de los parches de retamo en cada predio
- Área promedio de los parches en cada predio
- Número de parches en el predio
- Porcentaje de invasión por predio (área total de parches/ área del predio *100)
- Distancia entre parches más cercanos
- Altura promedio de los individuos en los parches
- Tipo de propietario (Acueducto – particular)
- Tipo de cobertura (Pastizal, plantación, matorral)

Identificación de percepciones, actividades de control y conocimientos de la comunidad acerca de *Ulex europaeus* (retamo espinoso)

Se realizaron entrevistas personales en algunos de los predios visitados durante los recorridos, y encuestas con la colaboración de los profesores de la escuela “EL Hato” con ellas se buscaba identificar: *i)* el conocimiento acerca de la especie, *ii)* la percepción y calificación otorgada al problema, *iii)* los métodos tradicionales de manejo, *iv)* las instituciones u organizaciones o trabajos realizados al respecto anteriormente, *v)* algunas propuestas de manejo. Con esta información se realizó un análisis que contribuye al diagnóstico del problema y la búsqueda de alternativas para su solución.

RESULTADOS

Caracterización espacial

El área total evaluada de la vereda El Hato fue de 718,1 hectáreas, se cuantificaron en total 34,8 hectáreas invadidas por *U. europaeus*, el 4,8 % de la vereda.

Las coberturas están representadas en **Plantaciones forestales**, entre las que se encuentran *Cupressus lusitanica* (ciprés), *Pinus patula* y *Pinus radiata* (pinos), *Acacia* sp. y algunas plantaciones mixtas con *Eucalyptus* sp. (eucalipto); **pastizales**, entendidos por áreas abiertas donde domina vegetación herbácea, especialmente pastos, aunque en algunos de ellos se encuentran árboles o arbustos aislados, en esta categoría se encuentran también zonas de cultivos; **matorrales**, correspondientes a vegetación

nativa secundaria; se ubican además los parches de **retamo espinoso**, y también se observan áreas mixtas en las cuáles estas coberturas empiezan a ser invadidas por retamo espinoso (Imagen 1).

Los parches de retamo espinoso se encuentran distribuidos principalmente sobre las áreas abiertas, ocupando 21,2 hectáreas que corresponde a un 61,6% de la invasión, luego se ubica en los bordes y claros al interior de las plantaciones, ocupando 13 hectáreas (38,1%); mientras en las zonas de matorral, la presencia de retamo espinoso solo se encuentra en 0,1%.

En la vereda se localizan 80 predios, de los cuáles solo 8 son propiedad de la EAAB; los cuales comprenden un área de 317,5 hectáreas, el 44,2% del área total de la vereda. En estos predios de encuentran 22,8 hectáreas de retamo espinoso, correspondiente al 65,5% del área total invadida en la vereda y presentando los parches de mayor tamaño, las hectáreas invadidas restantes se encuentran en predios particulares, principalmente en pequeños parches o individuos aislados (Imagen 2).

Los porcentajes de invasión en cada uno de los predios corresponden a la relación entre el tamaño del predio y el área que ocupan los parches de retamo espinoso dentro del mismo; la mayor parte (42) de los predios pertenecientes a la vereda “El Hato” se encuentran libres de invasión de retamo espinoso, es decir que de las 718,1 hectáreas correspondientes a la vereda 390,7 no presentan individuos de esta especie, todos estos predios son privados, en los cuáles hay actividades productivas permanentes, por tanto el mantenimiento es continuo, hecho que dificulta el establecimiento del retamo. Por su parte, un 38% (32) de los predios presentan entre el 0,1 -20%, en esta categoría se encuentran 5 de los 8 predios pertenecientes a la EAAB. Las invasiones mas grandes, que cubren porcentajes entre el 20 - 80% solo se encuentran en 6 predios, 3 de los cuales pertenecen a la EAAB (Fig. 1).

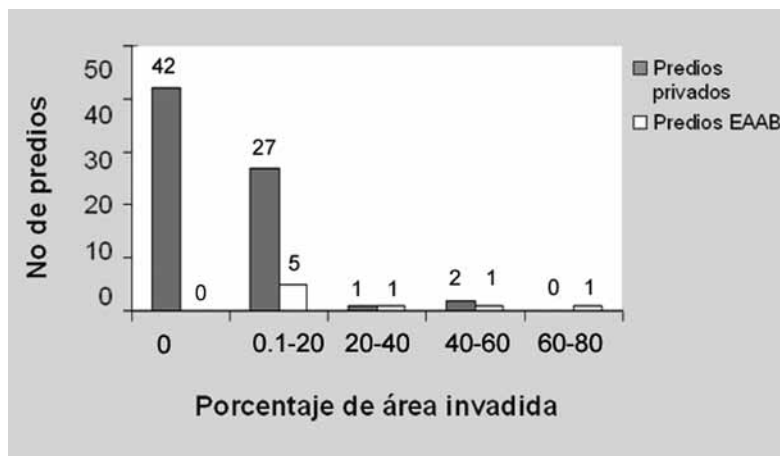


Figura 1. Porcentaje de invasión de retamo espinoso en los predios de la vereda El Hato

Al relacionar el tamaño de los predios particulares y de la EAAB con el área invadida se encontró que las áreas de invasión más altas no obedecen precisamente a los predios mas grandes, lo que indica que la invasión no se relaciona en gran medida con el tamaño de los predios, sino que puede

verse afectada por otro tipo de variables como las coberturas de estos, las actividades que allí se realizan o la cercanía con las rutas de acceso a los predios.

En los predios de la EAAB a medida que el área del predio aumenta, se incrementa también el área invadida debido a que no hay un control permanente que la detenga, esto evidencia la importancia del tipo de propietario, ya que los propietarios particulares realizan actividades de mantenimiento permanentes, mientras los predios de la EAAB no se encuentran sometidos a ningún tipo de uso o manejo.

Para determinar la influencia de los caminos sobre la invasión de retamo espinoso en la vereda, se elaboró un buffer o área de influencia de 100 metros a lado y lado de cada camino o vía de acceso (Imagen 4), encontrando que el 78% de la invasión (correspondiente a 27 ha) se encuentra distribuida en esta zona.

Aunque los tamaños de los individuos dentro de los parches son muy heterogéneos y varían entre 0.20 – 3.40 m, la mayoría de parches están conformados por individuos con un rango de altura de 1 - 1.5 m, en este tamaño generalmente ya han alcanzado su etapa reproductiva y son individuos potenciales para la invasión, ya que los más pequeños aún no producen flores y frutos, cuando se reproducen sexualmente, y los más grandes y antiguos presentan grandes cantidades de necromasa y se encuentran en parches muy densos donde la competencia es mayor (Fig.2).

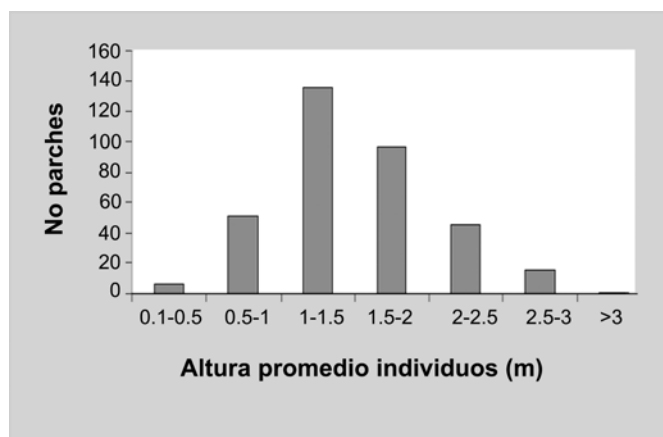


Figura 2. Altura promedio de los individuos de retamo espinoso en los parches registrados en la vereda El Hato

En la imagen 4a se observa un individuo de retamo espinoso con mas de 3 metros de altura, la cantidad de flores y frutos es menor a la que presentan individuos de porte medio (1 – 2 m) como los de la imagen 4c; mientras en la imagen 4b se observan individuos juveniles de pequeño porte (< 0,5 m), los cuáles aún no presentan ni flores ni frutos. Sin embargo, muchos individuos de bajo porte producen flores cuando provienen de rebrotes, es decir cuando han sido cortados y rebrota de los tocones y raíces que quedan en el suelo. Por tal razón, la invasión también se relaciona con las actividades de control a las que se someten los diferentes parches.

En total se registraron 363 parches en toda la vereda, cuyas áreas variaban ampliamente (Fig.3), hay un pequeño número de parches que superan los 5000 m², siendo estos los que aportan la mayor cantidad de área invadida en la vereda (26,6 Has); mientras la mayoría de parches corresponden a tamaños que oscilan entre 0 – 50 m² y ocupan solamente 3,2 hectáreas, este hecho demuestra el estado de expansión constante de la invasión, en la que se presentan gran cantidad de parches pequeños que inician su crecimiento y expansión.

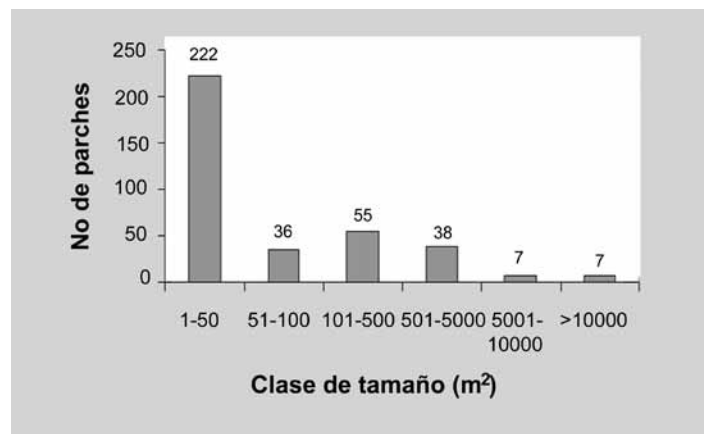


Figura 3. Distribución del tamaño de los parches de *U. europaeus* en la vereda El Hato

Todas las características que son importantes para determinar el estado de la invasión dentro de la vereda, no solo ubican los sitios invadidos, sino que además pueden ser útiles para abordar una propuesta de manejo, mostrando los sitios prioritarios para controlar la invasión, y de acuerdo con éstas proponer estrategias de control y canalizar la inversión y los esfuerzos.

Finalmente, después de realizar diferentes correlaciones entre las variables de las bases de datos se pudo establecer que la invasión se ve mayormente afectada por la cercanía a los caminos, las coberturas vegetales y el propietario (EAAB-particular). De esta forma, se elaboró un mapa de las áreas más susceptibles teniendo en cuenta la distribución actual del retamo espinoso con una distancia promedio de dispersión de 10 metros, los predios que se encuentran dentro de los 100 metros alrededor de los caminos y los que presentan pastizales como cobertura (Imagen 5).

Caracterización social

De acuerdo con los resultados del trabajo realizado por Cano & Zamudio (2006), la mayor parte de la población se compone de familias campesinas, muchas de ellas asentadas en la región desde hace más de 80 años y otras desde hace 50 años aproximadamente. En la actualidad, basan su economía en la venta de leche que obtienen del ganado vacuno, y en menor medida se encuentran cultivos de papa, haba y arveja.

La construcción de los embalses La Regadera y Chisacá a mediados del siglo XX generaron nuevas relaciones de vecindad y trabajo con la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá; no obstante hoy en día estas relaciones se han tornado rígidas por los efectos evocados con la introducción de especies exóticas, pero sobre todo por la expansión del retamo espinoso hacia predios particulares.

Institucionalmente están presentes en la zona las alcaldías de las localidades de Usme y Ciudad Bolívar, siendo la primera más notoria dada su cercanía con el casco urbano, en la zona rural la alcaldía es representada por la Unidad Local de Atención Técnica y Agropecuaria (ULATA), quien es la encargada de prestar servicios agropecuarios y regular los proyectos dirigidos a la población. Se encuentran también las Juntas de Acción Local (JAL), quienes canalizan los proyectos comunitarios, y las Asociaciones de Acueducto veredal delegadas en el abastecimiento de agua potable a los usuarios.

La vereda el Hato posee 185 habitantes (60 familias aproximadamente), correspondientes al 3.3% del total de la población de la localidad de Usme. Es una vereda altamente parcelada, en la que la mayoría de los predios no superan las 5 hectáreas (Universidad Distrital 2006).

Como parte del diagnóstico se realizaron entrevistas y encuestas a un total de 25 familias de la vereda El Hato.

El 50% de las familias encuestadas son propietarios de los terrenos en los cuáles habitan, el 30% son arrendatarios y el 20% restante viven en casas familiares, es decir pertenecientes a un familiar.

En el 80% de estos predios hay o ha habido alguna vez individuos de retamo espinoso, especialmente en los predios más cercanos a las propiedades de la EAAB.

Otros resultados importantes se presentan a continuación (Fig. 4):

En 62% de los predios que presentan o han presentado retamo espinoso actualmente realizan actividades de control cada vez que encuentran algún individuo de esta especie, el 25% las realiza 2 veces al año y el 13% restante una vez al año. Sin embargo, todas las personas entrevistadas

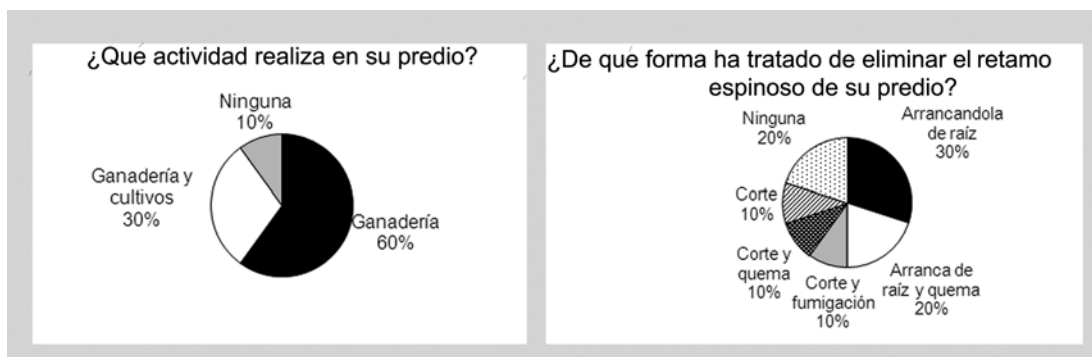


Figura 4. Resultado de las encuestas aplicadas en la vereda El Hato

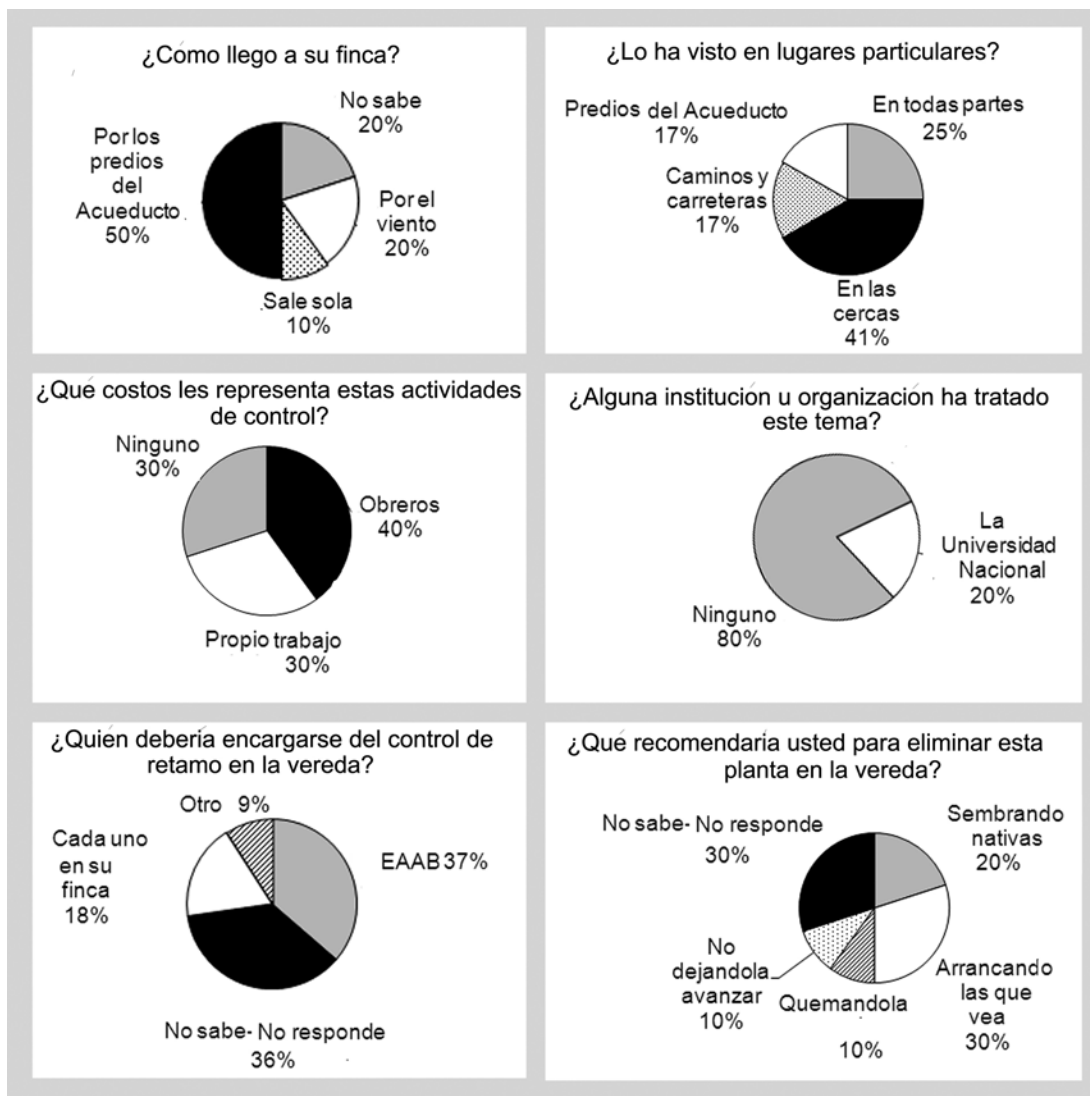


Figura 4(cont.). Resultado de las encuestas aplicadas en la vereda El Hato

manifiestan que a pesar de llevar a cabo estas actividades no han logrado erradicar completamente al retamo espinoso de sus fincas o sus alrededores.

En general, para la mayoría de los pobladores la presencia de retamo espinoso en su finca representa un problema, ya que para algunos representa costos económicos adicionales debido a la mano de obra requerida frecuentemente para eliminarlo, otros no pagan por esta labor, pero ellos mismos deben dedicarse a realizar esta tarea; en el 100% de los casos se presenta una regeneración de las plantas cortadas o llegan nuevas semillas, reapareciendo esta planta una y otra vez.

La gravedad del problema disminuye a medida que la distancia del predio es mayor a los predios de la EAAB, debido a que a mayor distancia se reduce la probabilidad de invasión, mientras que los predios vecinos o mas cercanos a las propiedades de la EAAB ven al retamo espinoso presente

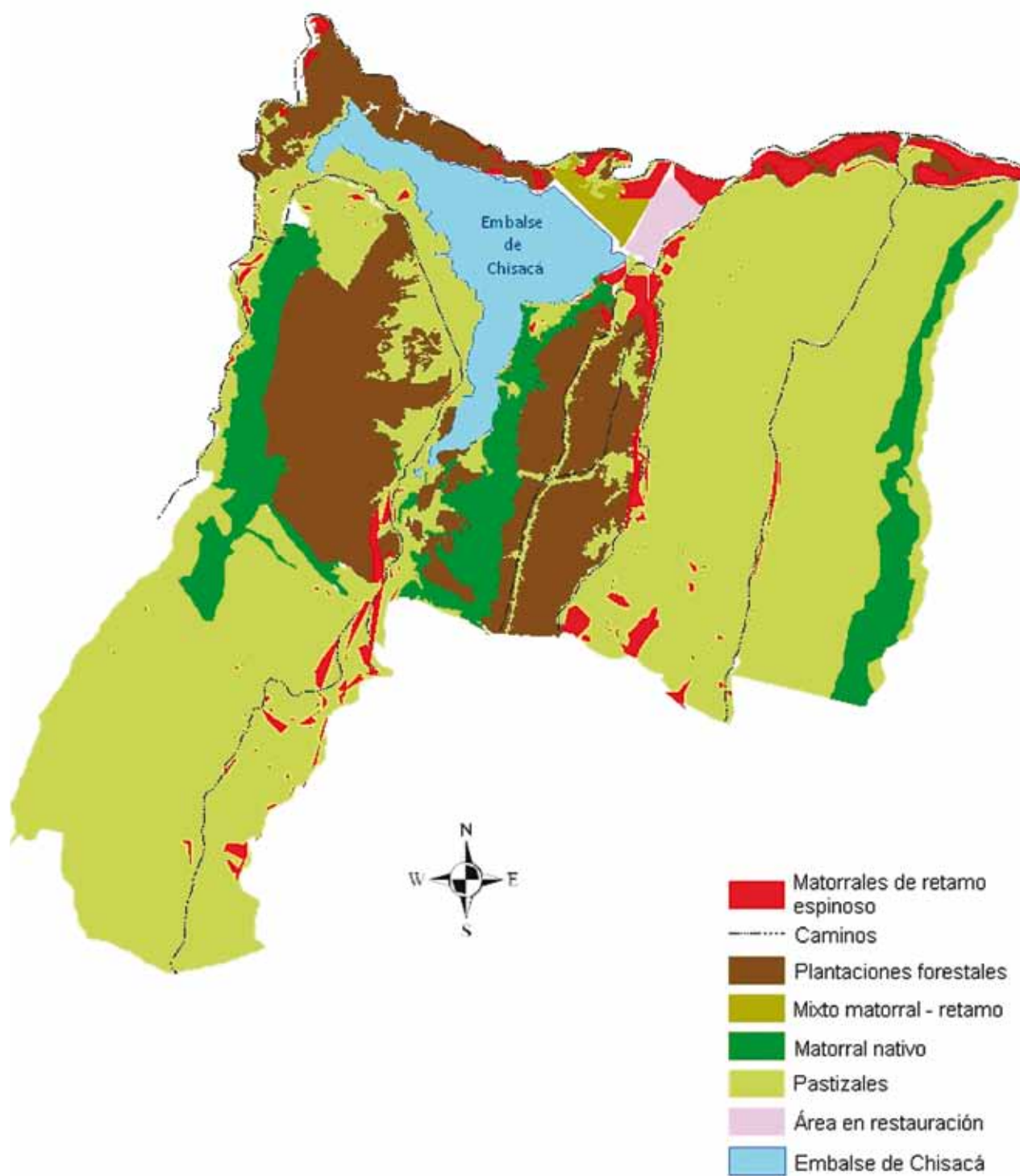


Imagen 1. Coberturas vegetales en la vereda El Hato, modificado de Mora *et al.* 2007. Escala 1:20000



Imagen 2. Distribución de la Invasión de *U. europaeus* (Retamo espinoso) en los predios de la vereda El Hato. Escala 1:20000

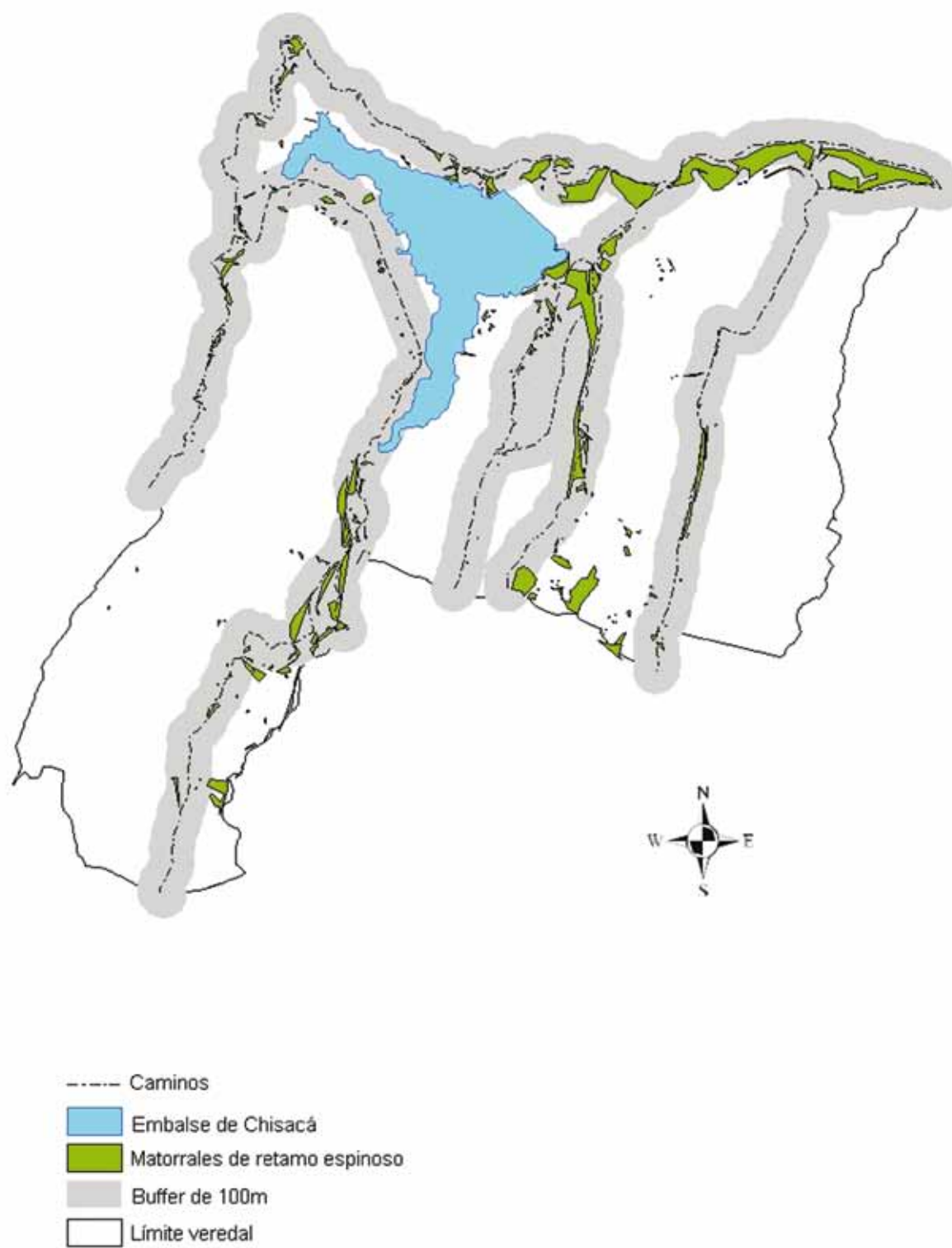


Imagen 3. Área de influencia de 100 m alrededor de los caminos.



a



b



c

Imagen 4. a. Individuo de retamo espinoso de más de 3 metros de altura. b. juveniles de retamo espinoso en estado vegetativo. c. individuos en estado reproductivo

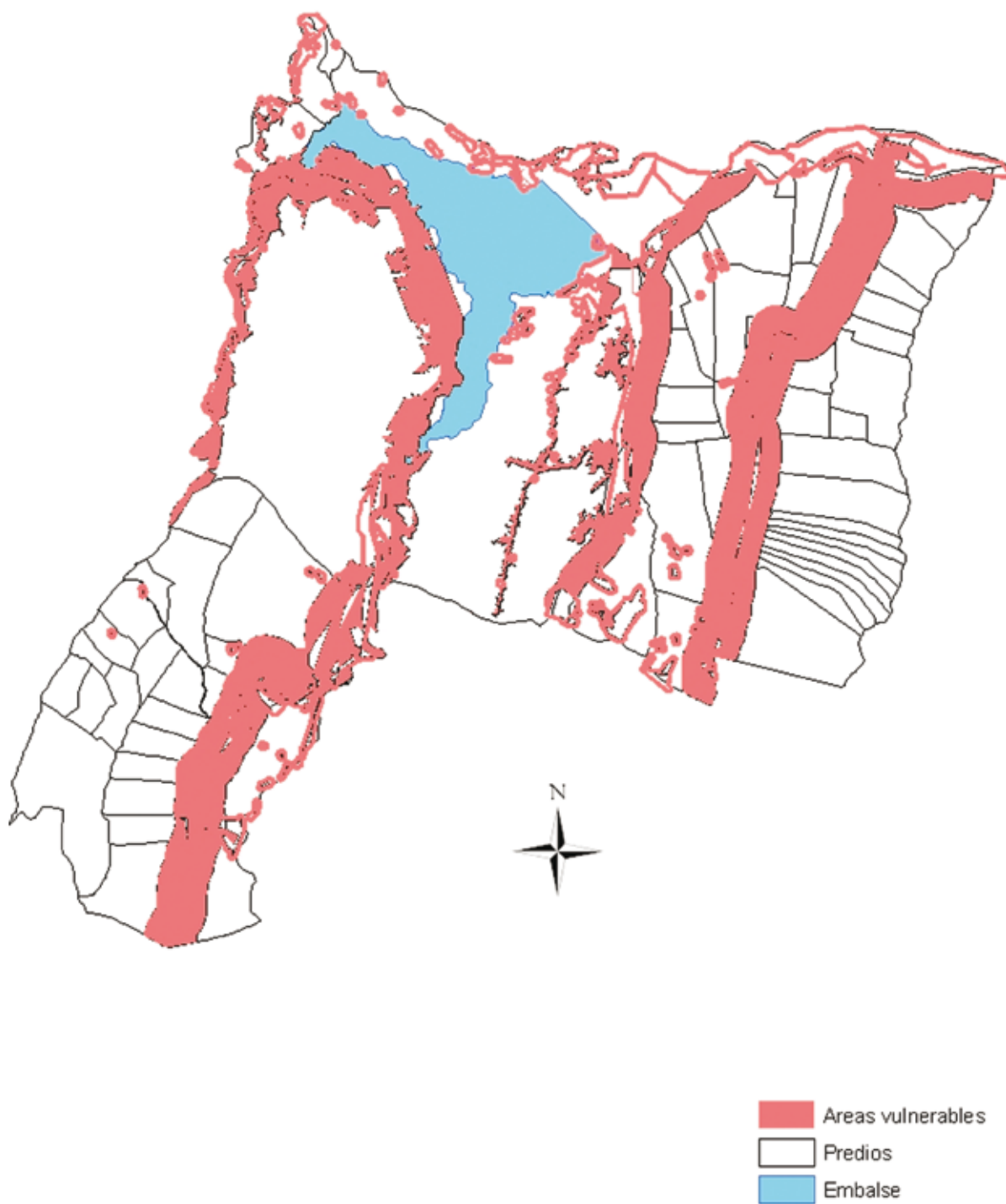


Imagen 5. Áreas vulnerables a la invasión de retamo espinoso. Escala 1:20000



a



b

Imagen 6. a. Individuo de retamo espinoso en bordes de una plantación de pino. b. Individuo de retamo espinoso creciendo en una zona abierta



Imagen 7. Invasión en orillas de caminos y ríos



allí como una constante amenaza que “se pasa” a su finca a cada rato y no trae mas que perjuicios, cierra los caminos e invade las cercas..... “ni los animales pueden pasar por que se espinan”.

Hasta el momento los métodos utilizados no son efectivos para la eliminación, parece ser que el más efectivo y el mas recomendado es arrancar las plantas de raíz y estar repitiendo esta labor cada vez que se observa un individuo dentro de la finca, de esta forma los predios que no tienen este problema lo han mantenido al margen, pero es muy importante la frecuencia y constancia al realizarlo.

Los predios particulares en su mayoría presentan algunos pocos individuos especialmente en las cercas, los cuáles eliminan con cierta frecuencia, pero parecen estar resignados a continuar esta labor para siempre; en los predios particulares que presentan mayor invasión no habitan personas, uno de los casos corresponde a un señor que falleció y el predio entró en proceso de sucesión, cuyos herederos poco visitan los predios y no realizan actividades allí.

En cuanto a la llegada de esta especie a la región muchos pobladores coinciden en que fue traída por un ingeniero de la EAAB, para hacer cercas vivas en los predios de esta empresa, pero tiempo después se “pasó” a los predios vecinos y desde entonces ha continuado su dispersión por toda la vereda y otras; es por esto que muchos consideran que esta empresa es la responsable de este problema y como tal debe hacerse cargo de él, otros consideran que si cada uno en su finca controla la especie esta no seguirá extendiéndose. Las comunidades campesinas tienen claridad acerca de la transformación del paisaje producida por la EAAB al introducir especies forestales exóticas, así como el retamo espinoso (Cano & Zamudio 2006).

DISCUSIÓN

Caracterización espacial del retamo espinoso

Los resultados sugieren que la invasión del retamo espinoso esta influenciada por el tipo de cobertura que le rodea (plantación, matorral, pastizal), la cercanía con caminos y vías de acceso a la vereda y el tipo de propietario (EAAB – particular) dadas las actividades que en estos predios se presentan.

Tipo de cobertura vegetal y relación con la invasión de *Ulex europaeus*

En las áreas que presentan plantaciones de especies exóticas como pinos o ciprés, el retamo se distribuye hacia los bordes de estas o en claros naturales que se encuentran en su interior, debido a la disponibilidad de luz en estos sectores, en estas zonas alcanza un 38% de la invasión, se ve restringido principalmente por la sombra generada al interior de las plantaciones dada la condición heliófila del retamo espinoso, su aspecto es menos vigoroso y en la mayoría de los casos no presenta órganos reproductivos (Imagen 6). Rees & Hill (2001) enuncian que cuando las plántulas se desarrollan en condiciones de poca luz, forman menos espinas, éstas son menos coriáceas y se inhiben la maduración y la formación de flores, esto impide en gran medida que muchos de los parches que se encuentran en estos bajo esta cobertura no continúen su expansión. En los cerros de Monserrate, Ríos (2006) encontró pocos individuos y aislados de retamo espinoso

intentando colonizar el sotobosque de pinares, lo que permite suponer un efecto inhibitor del pino, posiblemente por una interferencia en la colonización del suelo debido al aporte abundante de acículas al piso, impidiendo la llegada de las semillas al suelo o del sistema radical del retamo hasta los nutrientes del suelo, por debajo del colchón de acículas. Valladares *et al.* (2003) analizan la dependencia de las plántulas con respecto a la disponibilidad de luz para un mejor desarrollo, es probable que este recurso sea más importante que la disponibilidad de agua o nutrientes.

Esto, sin embargo, es un riesgo latente, ya que se ha argumentado que las semillas con cubierta dura, capaces de formar bancos de semillas en el suelo como estrategias de dispersión a largo plazo, están asociadas con ambientes impredecibles, en los cuáles pueden quedar aletargadas por largos periodos de tiempo y germinar cuando las condiciones sean favorables (Baeza 2001). Es decir, que bajo estas zonas puede encontrarse bancos de semillas dormantes, las cuáles ante un disturbio como la caída de un árbol germinarán y crecerán vigorosamente.

Por otro lado, los bancos de semillas de larga vida característicos de esta especie permiten su permanencia en el tiempo y es un recurso para la reinvasión a largo plazo, incluso después de que los individuos parentales han muerto, le dan la capacidad de soportar condiciones adversas y tomar ventaja de los cambios medioambientales. Se ha reportado la germinación de plántulas en plantaciones de 25 – 30 años, que al ser retiradas generan nuevas condiciones que permiten la expresión del banco de semillas, aún cuando llevan mas de 15 años ausentes; de igual forma, en áreas donde las plantas han cesado de producir semillas muchas décadas después vuelve a registrarse la germinación de plántulas (Hill *et al.* 2001). Es importante tener en cuenta este hecho al momento de realizar reemplazo de vegetación exótica por nativa o cuando se realizan tratamientos de manejo en las plantaciones, ya que al ocurrir un disturbio como la tala de estos árboles exóticos puede presentarse condiciones aptas para la invasión del retamo espinoso.

Por su parte, la gran cantidad de zonas abiertas (pastizales y cultivos) que se encuentran en los alrededores del embalse son sitios con alto riesgo de invasión, en la actualidad más del 60% de la invasión se encuentra en las coberturas de pastizal, ya que las condiciones que estas coberturas presentan son aptas para la colonización del retamo espinoso, más aún en sitios en los cuáles no se realizan actividades de remoción frecuentes, muchos suelen ser suelos pobres que dificultan el establecimiento de otras especies, se presenta una gran cantidad de luz siendo este uno de los recursos limitantes para el retamo espinoso, además participan otros agentes dispersores como el viento o los animales. Ríos (2006), encuentra en los Cerros de Monserrate que en pastizales de kikuyo invadidos por retamo espinoso y por retamo liso tiene lugar una producción mayor de semillas, hecho que se relaciona con una mayor cantidad de estas estructuras en cada legumbre, lo que sugiere una mayor capacidad reproductiva de ambas especies en áreas abiertas donde se encuentran a plena exposición solar.

Debido a que la ganadería es la actividad productiva predominante en la vereda, existen grandes áreas abiertas y el movimiento constante de los animales a través de ellas aumenta las probabilidades de invasión a los predios particulares.

Finalmente, se observa que menos del 1% de la invasión se encuentra en los matorrales de vegetación nativa secundaria, estos ambientes son menos vulnerables a la invasión, ya que presentan una mayor diversidad y la alteración es menor, allí el ecosistema ofrece mayor resistencia y mayor capacidad de regeneración (Ríos 2005); no obstante, muchos individuos de retamo espinoso han logrado penetrar en estos matorrales convirtiéndose en focos potenciales de invasión, acumulando un banco de semillas y compitiendo con las especies nativas; a pesar del pequeño porcentaje encontrado allí vale la pena eliminar este tensionante dentro de los matorrales para evitar el desplazamiento futuro de la flora nativa y posibles pérdidas de diversidad.

Tipo de propietario

Es evidente que los predios de la EAAB son los más afectados por este problema ambiental, allí se encuentran los parches más grandes, y en muchos de ellos los individuos de mayor porte; según Mora *et al.* (2007) y las declaraciones de algunos pobladores, la EAAB introdujo al retamo espinoso en la zona para delimitar sus predios, convirtiéndolos en el foco de invasión para la vereda y sus alrededores, muchos de estos parches tienen hasta 50 años de establecidos.

El 65% (22,8 ha) de los parches de retamo espinoso se encuentran dentro de los predios del acueducto, demostrando que son el foco de invasión de la vereda y que es una constante amenaza para la cantidad de predios particulares que los circundan.

Este hecho se debe a la falta de manejo de los predios, desde su compra estos terrenos fueron destinados a la protección de las fuentes hídricas, la regeneración natural de estas áreas debido a los disturbios presentados se ha desviado o detenido generando amplias invasiones de retamo espinoso, pastizales y plantaciones de exóticas principalmente, impidiendo que la vegetación natural retorne.

Las 12 o 13 hectáreas de retamo restantes se encuentran distribuidas en el resto de la vereda, se observan parches de menor tamaño en los predios particulares y ubicados alrededor de los caminos. En general, la mayor parte de los pobladores realizan constantemente actividades de control como corte, quema, corte de raíz, etc., las cuáles a pesar de no eliminar por completo la especie la mantienen restringida a pequeños parches o a los caminos; se presentan algunos predios particulares con parches de mayor tamaño, estos en su mayoría se encuentran abandonados o sin actividades productivas aparentes, durante el recorrido se observaba ocasionalmente ganado pastoreando libremente en la zona y no había vivienda habitada en estos predios.

Estas actividades han sido determinantes en la distribución espacial de la invasión, ya que el manejo frecuente puede estar retrasando el avance, aunque no ha logrado impedirlo.

Cercanía a caminos y vías de acceso

Según los resultados un 78% de la invasión se encuentra distribuida en un área de hasta 100 metros al lado de los caminos, estos según Cannas *et al.* (2003a) son rutas frecuentes para la entrada de especies invasoras, que generalmente están asociadas a actividades humanas y que convierten a estos en importantes corredores de dispersión (Imagen 7), lo cuál es un patrón común en las invasiones (Cannas *et al.* 2003a).

Este patrón de distribución nos ayuda a determinar por donde continuará la invasión en caso de no realizar un manejo adecuado, por tanto basado en este hecho se obtuvieron las áreas vulnerables a invasión.

Proceso de invasión

Cannas *et al.* (2003a) se refieren a los patrones de la dispersión de las especies invasoras de corto y largo alcance, el primero genera un patrón que consiste en un único parche de vegetación compacto de forma aproximadamente circular rodeado de unos pocos individuos aislados, en un largo tiempo el radio medio de este parche crece a velocidad constante; en el caso de la dispersión de largo alcance se observa durante los primeros años este único parche de vegetación grande, pero con un borde más irregular y rodeado de unos pocos parches pequeños y una mayor cantidad de individuos aislados, ampliamente distribuidos. Luego de cierto tiempo se observa la aparición repentina de una distribución de parches de diferentes tamaños, incluyendo algunos bastante grandes (además del parche principal). Esto ocurre cuando la primera generación de descendientes del árbol primigenio alcanza la madurez; dado que algunos de esos descendientes se encuentran a gran distancia de su progenitor éstos constituyen focos secundarios de propagación, cuyos respectivos parches de descendientes se desarrollan antes de ser alcanzados por el parche principal. A medida que transcurre el tiempo el parche principal continúa creciendo y absorbe los parches secundarios más cercanos, generando un borde con una estructura altamente compleja. Ríos (2005) se refiere a estos dos tipos de dispersión como continua y en saltos (Fig. 5), presentándose de manera combinada en el caso del retamo.

Según se observa en la zona, los parches más grandes son los que se encuentran en los predios de la EAAB, estos son los más antiguos y posiblemente han seguido el proceso descrito por Cannas *et al.* (2003a), inicialmente estos individuos fueron plantados en las cercas para delimitar los predios de la EAAB (Mora *et al.* 2007), siendo los focos iniciales correspondientes a pequeños individuos o parches aislados, posteriormente estos empezaron un proceso de dispersión generando nuevos individuos cercanos, los cuáles con el tiempo fueron absorbidos tornándose en un gran parche que sigue expandiéndose (Fig. 6). Adicionalmente, debido a la participación de otros agentes dispersores las semillas alcanzaron distancias más largas generando nuevos focos secundarios de la invasión por el resto de la vereda siguiendo el patrón de distribución sobre las cercas y que en algunos casos se extienden al interior de los predios que al no ser controlados se expandirán

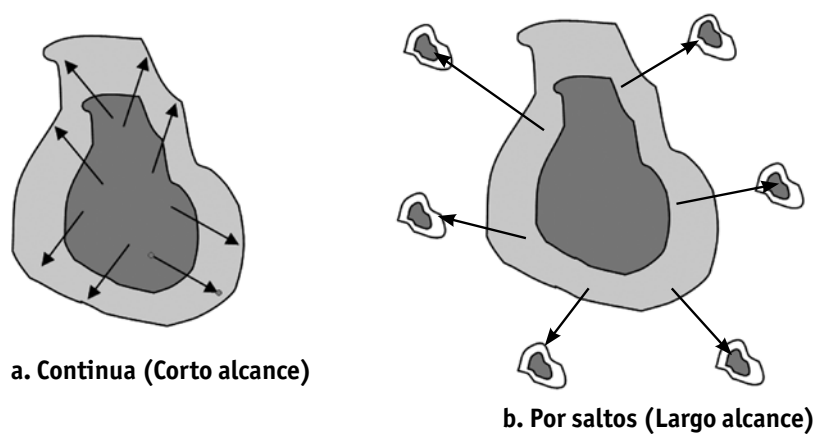


Figura 5. Mecanismos de dispersión (Tomada de Ríos 2005)

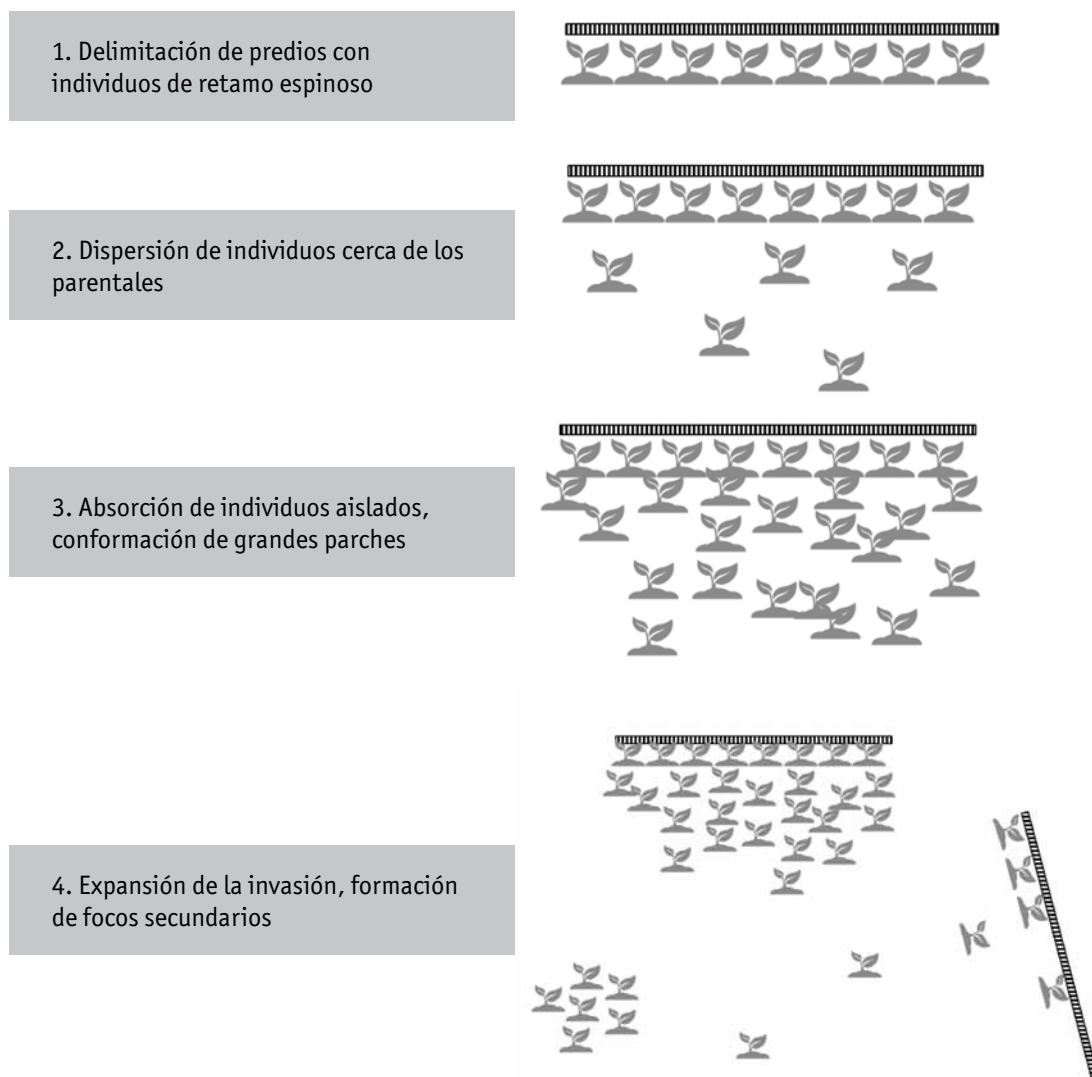


Figura 6. Proceso de invasión en la vereda El Hato

hasta absorber los que se encuentran a su alrededor, repitiendo el proceso y creando matrices homogéneas de retamo espinoso.

Tamaño de los parches y los individuos

La gran cantidad de individuos de tamaño intermedio (1 – 1,5 m) registrados en la zona indica el potencial crecimiento de la invasión en el tiempo, Baeza (2001) encontró que la mayor parte de individuos en estado reproductivo de *U. parviflorus* se encuentran en tamaños intermedios, frecuencia que disminuye en los juveniles incapaces de producir frutos y en los de mayor porte, este mismo comportamiento se observa en los resultados, ya que la mayor cantidad de los parches presentan individuos de tamaños intermedios, mientras los parches con individuos muy pequeños o muy altos se encuentran en menor número; este hecho es importante en el proceso de invasión, ya que indica que la mayor cantidad de parches se encuentran en una etapa reproductiva máxima, siendo potenciales en el proceso de invasión de la vereda. En algunas leguminosas arbustivas se ha observado que la disminución en la capacidad reproductiva esta inversamente correlacionada con la edad de la planta, debido a que la floración se produce sobre tallos nuevos y la producción de estos tallos es baja en las poblaciones más viejas (Auld 1994). Al igual que los individuos juveniles provenientes de semillas quienes tardan aproximadamente un año en producir flores; sin embargo algunos individuos de bajo porte que son rebrotes de tocones o raíces de adultos que han sido cortados producen flores durante los primeros meses después del rebrote (Conv. Pers. Zabaleta 2008), por tanto algunas de las actividades de control ejercidas pueden facilitar la producción de semillas en un tiempo más corto, según Cano & Zamudio (2006) algunas de estas actividades propician un incremento en el tamaño de las poblaciones de retamo espinoso.

De igual forma, la mayor cantidad de parches encontrados no superan los 50 m², es decir estos son parches recientemente formados o corresponden a individuos aislados que son focos secundarios de invasión dentro de la vereda, de esta forma continúa el avance del proceso.

Actualmente la velocidad y alcance de la dispersión de la especie es muy efectiva, lo cuál ha facilitado su expansión; así, la dispersión barócara de las semillas propia de la especie no es la única causa de la colonización masiva en el corto plazo, aunque el establecimiento de plantas aisladas puede eventualmente expandir la distribución de esta especie. Otros mecanismos de dispersión como el transporte de animales probablemente jueguen un papel importante en la colonización del retamo (Hill *et al.* 1996)

Caracterización Social

Según los habitantes de la vereda la llegada del retamo espinoso se debió a la introducción de individuos por parte de funcionarios de la EAAB, con el fin de delimitar los predios tiempo después de la construcción del embalse de Chisacá (1948), lo que indica que en estos predios se encuentran las invasiones de mayor antigüedad y a partir de estos sitios comenzó la expansión de la

especie en el resto de la vereda, generando fuertes tensiones sociales entre la EAAB y la comunidad (Cano 2009).

El uso de esta planta como cerca viva data de mediados del siglo XIX, cuando era utilizada por los granjeros de Nueva Zelanda por representar un gran ahorro económico; sin embargo, hacia 1900 ya era considerada una maleza y para la década de los 50 (época de construcción del embalse) habían iniciado labores de control en este país, no obstante y aún con estos antecedentes la introducción continuó en otros países (Hill *et al.* 2000), y evidentemente Colombia no fue la excepción.

Sin embargo, esta concepción de utilidad de la especie no es reconocida por la comunidad campesina de la zona, si bien es cierto que pudo ser una magnífica alternativa para cerca viva por presentar espinas que impiden el paso de personas y animales al interior de los predios a muy bajo costo, esta no es una práctica común entre los habitantes, lo que indica que reconocen más los perjuicios de introducir la especie que alguna utilidad. Más aún, la presencia actual del retamo espinoso representa un problema colectivo, la mayor parte de los entrevistados manifiestan que una vez el retamo llega a un sitio es muy difícil de erradicar, invade especialmente las cercas y caminos, y si no se realiza una limpieza frecuente puede llegar a cerrar los caminos peatonales que se usan al interior de la vereda. Cano (2009) se refiere a un descontento social, en el que los pobladores consideran que el problema obedece a la falta de una acción efectiva de las entidades públicas para erradicar la planta, especialmente de la EAAB por ser la principal implicada en la introducción de esta especie, es mas afirma que la expansión del retamo ha resultado ser una situación no esperada, pero adecuada a los fines de restricción del acceso a los territorios administrados por la EAAB, especialmente a la dificultad de evitar el ingreso de ganado a estos predios.

A pesar de los esfuerzos que se realizan para erradicar la especie, la expansión continúa; mas del 60% de los entrevistados manifestaron la presencia actual o pasada de retamo espinoso en sus predios, logrando mantenerlo controlado gracias a las remociones frecuentes, especialmente cuando el corte de los individuos se hace desde la raíz. Sin embargo, muchos de ellos, incluidos los guardabosques de la EAAB realizan prácticas que favorecen la invasión (Cano & Zamudio 2006), debido en parte a un desconocimiento inicial de la ecología de la especie, como su carácter pirófilo o la rápida producción de estructuras reproductivas a partir de rebrotes, por tanto, prácticas como las quemas o los cortes superficiales de los individuos producen un aumento en la invasión. Por otro lado la formación de los bancos de semillas persistentes causa desconcierto entre los pobladores que a pesar de sus esfuerzos ven como rebrotan los individuos permanentemente. No obstante, el constante manejo ha generado entre los pobladores cierto conocimiento empírico para el control del retamo, así, entre las recomendaciones mas comunes se halla el arrancar de raíz las plantas, quemar estos residuos y la posterior siembra de otras especies, esto coincide con las recomendaciones de los investigadores que se enfocan al control de los rebrotes, el sombrío y

el control del banco de plántulas desde la fuente, es decir destruyendo la biomasa de los adultos. Cano (2009) se refiere a este aspecto como una relación de convivencia con el problema, con el que todo su aprendizaje sobre la planta ha sido obtenido mediante la observación, la prueba y el error, percatándose de que: “no basta con cortarla porque vuelve a crecer, cuando la queman retoña con más rapidez y que hasta el momento no hay químico que la erradique”.

Hasta el momento el control de la invasión ha estado en manos de la comunidad, quienes a pesar de no lograr la erradicación total, han logrado mantener un control de esta sobre sus predios, es claro que el conocimiento empírico de los pobladores ha sido la directriz en el manejo, ya que no se reconoce ninguna entidad, institución o agrupación que acompañe y capacite a la comunidad en el proceso. Este hecho puede llegar a ser alentador, ya que aunque el control de las invasiones biológicas es una difícil problemática, si se realiza un proceso articulado podrían obtenerse resultados más contundentes en los procesos de restauración a escala local. Según Fabricius *et al.* (2007) esta comunidad se ubicaría entre las categorías “espectador impotente” y “actor” ya que aunque tienen la capacidad de adaptación no son las que llevan a cabo la gestión de su sistema socio-ecológicos, debido a la escasa capacidad para gobernar y a la poca opción tecnológica o financiera, a la falta de los conocimientos, instituciones y redes, y sus respuestas suelen ser a corto plazo.

Esta articulación es necesaria y factible, ya que el control del retamo espinoso parece ser un punto de convergencia entre la comunidad campesina, las autoridades ambientales, la EAAB y la academia, hecho que difícilmente se da cuando de manejo de los recursos naturales se trata. Como en todos los conflictos, los intereses de cada uno de los actores difieren, pero en este caso apuntan hacia un mismo objetivo; así, para el campesino la presencia de retamo espinoso impide el pastoreo del ganado y dificulta el arado de la tierra, para las autoridades ambientales representa la pérdida de bienes y servicios que proporcionan los ecosistemas y por los cuáles debe velar, para la EAAB es un punto álgido dentro de los planes de manejo de sus territorios que generan tensiones con las comunidades que le rodean, y para la academia la gran cantidad de impactos ecológicos negativos que conlleva es la razón más poderosa para que la investigación sea la herramienta que conlleve a su control.

Por su parte, la situación actual en la vereda El Hato, específicamente en los predios de la EAAB, evidencia que el no manejo de las áreas protegidas puede convertirse en un problema para el objetivo de estas, y que la figura de área protegida en ningún momento implica abandonar y permitir que la naturaleza actúe por si misma, ya que en áreas tan altamente disturbadas la restauración pasiva no conduce a la recuperación de la vegetación natural y de los procesos ecológicos propios del ecosistema original, debido a que la capacidad de resiliencia o de retornar por si misma a un estado original se ha perdido por la fuerte alteración, es necesario entonces recurrir a técnicas de asistencia de la sucesión o restauración activa, y planificar el manejo de estos sitios dedicados a la conservación.

Indudablemente, y de acuerdo con los resultados, el manejo y control debe iniciar en los predios del acueducto, en primer lugar aplicando el principio ambiental de la responsabilidad, dado que la introducción fue hecha por la empresa, razón por la cuál sería responsable de la introducción y los impactos que esta genera, además si no se elimina el retamo dentro de estos predios, no sirve de nada que los propietarios particulares realicen labores de control, ya que siempre van a tener el foco productor de propágulos extendiéndose sobre ellos. En segundo lugar por presentar la mayor cantidad de retamo dentro de la vereda, con los parches más grandes que se registraron; adicionalmente, el riesgo de invasión es mayor dentro de estos predios dado que no se llevan allí actividades productivas permanentes que obliguen a realizar frecuentemente mantenimientos como ocurre en los predios particulares, por tanto se hace urgente la formulación de un plan formal de erradicación del retamo para estos predios; y por último, no por esto menos importante por ser lugares destinados a la conservación y protección del recurso agua, que en últimas esta estrechamente relacionado con el mantenimiento de la diversidad y la presencia de coberturas vegetales aptas para este objetivo.

Es muy importante por parte de la EAAB demostrar la disposición de trabajar por el bien de la comunidad, y no escatimar esfuerzos en la erradicación de esta especie que ha traído tantos perjuicios a la comunidad, y que según sus propias respuestas y percepciones ninguna institución se ha encargado de asumir, hecho que llena de desesperanza a los campesinos en seguir “combatiendo” una maleza que nunca se va a eliminar, y es posible que con el tiempo ocurra lo que actualmente sucede en aquellos predios abandonados e invadidos, cuyo mantenimiento tiene unos costos tan altos que no vale la pena trabajar en ellos, y se convierten en nuevos focos de invasión.

AGRADECIMIENTOS

Reconocimiento especial a la familia Vela, principalmente a Adriana Vela por su ayuda y compañía durante los recorridos de campo; a Carlos Florez por su tiempo y colaboración en el procesamiento de los datos en Argis; a la profesora Dolors Armenteras por sus aportes; a mis compañeras de trabajo Adriana Díaz, Liliana Corzo y Luisa Pinzón por su paciencia, apoyo y compañía; a los pobladores de la vereda El Hato y profesores de la escuela El Hato por brindarme su tiempo, su conocimiento y sus pensamientos; a los guardabosques de la EAAB por sus orientaciones y consejos; a la Secretaría Distrital de Ambiente por la financiación.



5.

Efecto de la siembra de leguminosas herbáceas y arbustivas sobre el control en el establecimiento de la especie invasora *Ulex europaeus* L. (Fabaceae) en los alrededores de Chisacá, Localidad de Usme.

Adriana Marcela Díaz Espinosa / Orlando Vargas Ríos

RESUMEN

En los alrededores del Embalse de Chisacá, al sur de Bogotá (Localidad de Usme) se estudió el papel de leguminosas herbáceas (*Vicia benghalensis* L.) y arbustivas (*Lupinus mirabilis* C.P. Sm y *Lupinus bogotensis* Benth) como una estrategia de control frente al establecimiento de nuevas plántulas del arbusto invasor *Ulex europaeus* L. (retamo espinoso), luego del aclareo total del área invadida por retamo. Se usó un diseño en parcelas divididas con 4 bloques (definidas por la pendiente del terreno) cada uno de los cuales se dividió en 2 parcelas grandes (PG) de 200m², y subdividió en 5 parcelas pequeñas (PP) cada una de 4m². En las PG se evaluó el efecto del tiempo de cosecha de las plántulas (a los 100 y 160 días de establecidas las parcelas) y en las PP el efecto de los 5 tratamientos con leguminosas (un control sin siembra, una parcela mixta y una parcela con cada una de las especies) sobre la supervivencia, la longitud y la biomasa de la raíz y el tallo de *U. europaeus*. También se buscaron relaciones entre las características bióticas y abióticas de los tratamientos vs el comportamiento de *U. europaeus*, y se determinaron índices de competencia (IC) entre las leguminosas sembradas y el retamo. Las tres leguminosas sembradas presentaron diferencias significativas en su forma y tasa de crecimiento generando cambios en la conformación del dosel. Las variables abióticas medidas debajo de los doseles y que mejor discriminaron los grupos fueron la temperatura interna, radiación fotosintéticamente activa, humedad relativa y luz al borde de la parcela. La supervivencia de plántulas de retamo fue alta y no difirió entre los tratamientos; sin embargo, la biomasa

PALABRAS CLAVE

Especies invasoras, *Ulex europaeus*, *Lupinus* spp, *Vicia benghalensis*, competencia

de plántulas de retamo se vio afectada por éstos, siendo mucho menor en los tratamientos que producían más sombra. Igualmente, se encontró una relación matemática significativa entre la biomasa de plántulas de retamo con la luz, ancho del follaje del dosel y porcentaje de claros del dosel de leguminosas en la parte inicial del experimento (r^2 de 0.69); mientras que en el segundo periodo el cociente entre la longitud y biomasa seca de plántulas de retamo tuvo una relación significativa de r^2 0.88 (tallo) 0.81 (total) y 0.77 (raíz) con el ancho del follaje de leguminosas sembradas; es decir que a mayor ancho de follaje del dosel mayor es el cociente L/PS y las plántulas de retamo necesitan más longitud para completar un gramo de biomasa. Todos estos resultados se reflejan en la intensidad de la competencia siendo mayor en los tratamientos con *L. mirabilis*, *L. bogotensis* y mixto, éste último incrementó tres veces su poder competitivo entre el primer y segundo periodo. Se concluye que los tratamientos de siembra con leguminosas nativas fueron exitosos en inhibir el crecimiento de plántulas de retamo, es mayor la capacidad inhibitoria de las parcelas mixtas ya que tiene la arquitectura del follaje más compleja con un estrato bajo, medio y alto. Este es el primer caso exitoso de competencia entre plantas nativas y retamo en Colombia y pueden ser especies recomendadas para otras acciones iniciales de control de retamo, teniendo en cuenta que es necesario a su vez hacer remociones periódicas de las plántulas para darle una ventaja competitiva a las especies nativas.

INTRODUCCIÓN

Las especies invasoras acentúan los rasgos de historia de vida relacionados con su capacidad para colonizar, establecerse y persistir. El establecimiento y persistencia depende de sus estrategias de reproducción sexual y asexual, junto con su capacidad competitiva y tolerancia ambiental (Sher y Hyatt 1999; Ríos y Vargas 2003). El control de estas especies debe enfocarse en estas características y en el conocimiento de su demografía y la dinámica poblacional de la especie. En plantas que tienen tanto reproducción sexual como asexual la dinámica poblacional y los análisis de elasticidad son más complejos, debido a la dificultad de seguir una cohorte en el tiempo (muchos años de estudio) e identificar individuos (Caswel 2001). Sin embargo, el conocimiento de los rasgos de historia de vida de la especie es fundamental para determinar acciones de control.

En el caso de *U. europaeus* se sabe que forma un banco de semillas persistente, que puede durar en el suelo cerca de 30 años, como se ha reportado en zonas templadas (MacCarter y Gaynor 1980; Cubas y Pardo 1988; Hoshovsky 1989). Este banco puede activarse luego de un incendio natural promovido por la alta cantidad de materia seca que acumula tanto en sus ramas como en el suelo (Ríos 2002; Cárdenas 2004; Sánchez y Vargas 2007), con lo cual se rejuvenece la población. El agotamiento del banco de semillas (Ríos 2002), junto con el control en el establecimiento de plántulas, son estrategias que podrían controlar el crecimiento de la población, siempre y cuando sea posible hacer un control de la biomasa epígea de juveniles y adultos, incluida su capacidad de retoñar.

El establecimiento es una etapa muy importante en el desarrollo de la planta y en la dinámica poblacional de la especie ya que dependiendo de su “éxito” se reclutarán nuevos individuos en la población. El establecimiento depende de la interacción de muchos factores bióticos y abióticos que determinan la germinación, el crecimiento y la supervivencia de las nuevas plántulas (Harper 1977). Dentro de los factores bióticos se encuentra la competencia, herbivoría y simbiosis con microorganismos y dentro de los factores abióticos están la temperatura, luz, humedad, nutrientes entre otros (Vargas *et al.*, 2007). Una de las formas de controlar las especies invasoras es “bloquear” su establecimiento, al hacer esto paulatinamente se puede lograr un cambio en la trayectoria sucesional, ya que se eliminará a futuro la producción de nuevos propágulos. Sin embargo, en el caso de especies que conforman bancos de semillas persistentes debe además agotarse para prevenir infestaciones futuras luego de disturbios.

De acuerdo con Pickett *et al.* (1987) existen tres causas básicas para el reemplazo de la vegetación en el tiempo (sucesión), que son: la disponibilidad del sitio (por el disturbio), 2) disponibilidad diferencial de las especies y 3) comportamiento diferencial de las especies. El manejo de estos aspectos puede determinar el cambio de un área invadida por un área con especies nativas. En cada una de estas causas actúan diferentes procesos. La aparición de un sitio disponible depende de la ocurrencia de un disturbio, es decir, de un evento relativamente discreto en el tiempo que irrumpe en un ecosistema, comunidad o estructura poblacional, y genera un cambio en los recursos, disponibilidad del sustrato o en el ambiente físico (Pickett & White 1987). La disponibilidad de especies depende de la existencia de propágulos y su dispersión. El comportamiento de cada especie depende de sus características intrínsecas como sus habilidades competitivas y tolerancia a diferentes tipos de estrés. A partir de este marco conceptual Luken (1990) plantea un modelo para el manejo de la sucesión que consta de tres componentes que se relacionan con las tres causas generales de la sucesión: 1) diseño del disturbio, 2) colonización controlada de las especies y 3) control del desarrollo de las especies.

Cuando se trabaja con especies invasoras, en este caso *U. europaeus*, se puede diseñar un disturbio que exprese su banco de semillas con el fin de agotarlo (Ríos 2002). Igualmente se puede controlar la colonización de especies invasoras y/o re-introducir especies nativas. De la misma manera, en experimentos puede inhibirse el desarrollo de las especies invasoras, como lo proponen Connell & Slatyer (1977), mediante la competencia masiva de otras especies, finalmente con el comportamiento diferencial de las especies se llegará a cambios en la trayectoria sucesional.

El manejo de interacciones competitivas entre dos o más especies es una forma de controlar el desarrollo de las especies (causa 3) y con ello la sucesión. Ya que la competencia se define como la interacción que ocurre entre dos o más individuos, por un recurso necesario para sobrevivir, crecer o reproducirse (Begon *et al.* 2006). En las plantas y de acuerdo a la definición anterior un buen competidor será aquél capaz de reducir el recurso limitante para los otros sin verse afectado por

ello (Tilman 1990), reducir el nivel del recurso de la forma más rápida (Grime 1989) y tolerar la reducción del recurso (Goldberg 1990).

La competencia por luz puede ser una manera de controlar el desarrollo de las especies invasoras y con ello la trayectoria sucesional, ya que la mayoría de especies exóticas prosperan en ambientes abiertos y no son tolerantes a la sombra (Fine 2002).

La competencia por luz es uno de los factores principales que afectan el crecimiento de las plantas cuando los nutrientes y el agua están disponibles en el medio. Hay que tener en cuenta que la luz es un recurso que a diferencia del agua y los nutrientes del suelo no está en una reserva “guardado”. La luz en forma de fotón está disponible brevemente y si este fotón no es usado por una hoja se pierde como una fuente de energía para hacer fotosíntesis. Por esta razón el factor más importante en la competencia por luz es la posición física del follaje para la intercepción de ésta (Radosevich & Holt 1984, Ballaré & Casal 2000, Clark y Bullock 2007).

Debido a que la luz es un recurso fuertemente direccional la competencia por ésta es asimétrica, es decir que las especies más grandes tienen un impacto mayor sobre las más pequeñas y las últimas tienen un efecto nulo sobre la luz que interceptan las más grandes (Park *et al.* 2003, Freckleton & Watkinson 2001). Adicionalmente, es diferente la respuesta a la intensidad de luz de un dosel de hojas al de una sola hoja, en un dosel se requiere más luz para alcanzar el punto de saturación debido a que llega menos luz y de una forma intermitente por el efecto de autosombra (Radosevich & Holt 1984).

Como existe una relación exponencial negativa entre la intensidad de luz y el incremento del follaje, la habilidad de una planta para proyectar un dosel sobre otra, resulta en una ventaja competitiva con respecto a la captura de luz, sobre todo si su efecto ocurre muy temprano en el ciclo de vida o en estados de desarrollo críticos (Radosevich & Holt 1984, Tremmel & Bazzaz 1993, Hikosaka *et al.* 2001).

En experimentos anteriores se ha demostrado que la luz es un factor muy importante en el desarrollo de *U. europaeus*. De acuerdo a las descripciones de Skipper (1922), bajo sombra, los arbustos de retamo tienen tallos más delgados y encorvados; una menor proporción de xilema y esclerénquima; menor cantidad de corpúsculos de clorofila en sus células de empalizada; hojas más delgadas, estrechas y en menor cantidad y un número menor de estomas por unidad de área. Relacionado con esto se encuentran los hallazgos de Millener (1961) con respecto a la cantidad de horas luz que reciben las plántulas, e Ivens (1978) el cual encuentra que las plántulas bajo sombra de doseles de retamo presentan el 1% de la biomasa que acumulan las plantas en sitios abiertos.

Con relación a éstos, se han hecho experimentos para controlar el desarrollo de plántulas mediante sombreado artificial y natural. Sánchez & Vargas (2007), reportan diferencias significativas ($p < 0.1$), hasta el día 273, en el peso de las plántulas que se colonizaban entre parcelas con y sin polisombra. Mientras que Ríos (2002) no encontró ningún efecto del tipo de plantación (*Baccharis bogotensis*

Kunth, *Phytolacca bogotensis* Kunth, y una combinación de las dos) en las extracciones trimestrales y semestrales sobre el número total de plántulas y su peso seco.

Por otro lado en experimentos de laboratorio se reporta una supervivencia alta (78%) de plántulas de retamo bajo sombra, lo cual contrasta con los resultados de Ivens (1978) con una mortalidad del 70% debajo de matrices de retamo, luego de 20 meses de experimento, y con los resultados de Partridge (véase cita en Rees & Hill 2001) que encuentran que la principal causa de mortalidad de plántulas es la fuerte competencia con la vegetación que coloniza luego del aclareo o con pastos sembrados inmediatamente después del disturbio (Thompson 1974, Ivens 1978).

Aún no se han hecho experimentos con plantas leguminosas como especies controladoras de retamo, las cuales además de generar sombra, pueden fijar nitrógeno en el suelo, el cual puede también ser perjudicial para el retamo (Thompson 1974, Hartley & Phung 1979 y Popay *et al.* 1990).

En este experimento se escogieron especies de germinación y crecimiento rápido, y con la capacidad de formar un follaje denso capaz de competir con el retamo. Dentro de los criterios de selección se consideró igualmente especies con una alta tolerancia ambiental, por ejemplo resistencia a heladas y sin mayores inconvenientes para su siembra a raíz desnuda en un suelo descubierto. Las tres leguminosas escogidas cumplen con estos criterios básicos; sin embargo, difieren entre sí por su forma de crecimiento, ciclo de vida, longevidad y probablemente por su aporte de nitrógeno al suelo.

V. benghalensis es una especie herbácea de crecimiento rastrero que conforma un dosel herbáceo denso, utilizada para forraje verde, es resistente a la sequía y las heladas y produce de 1.5 T/Ha de materia seca al año (Patterson *et al.* 1984, Cáceres-Ardila 2006). Por su parte, *L. bogotensis* es una especie arbustiva de crecimiento rápido, que alcanza alturas de hasta un metro. Sus bancos de semillas se activan después de quema y se ha visto que logra establecerse rápidamente después de incendios compitiendo con otras especies invasoras como *Teline monspessulana* y *Pteridium aquilinum* en el cerro de Cota Cundinamarca (*obs. pers.*). Por último, *L. mirabilis* es una especie arbustiva de crecimiento rápido que alcanza alturas hasta de dos metros, es bianual y también conforma bancos de semillas; igualmente, se ha demostrado que puede mejorar el establecimiento de hierbas nativas como *P. bogotensis* y el crecimiento de árboles de bosque altoandino (Díaz & León 2007). Además de conformar un dosel rápidamente estas especies leguminosas tienen la propiedad de fijar nitrógeno en el suelo por medio de nódulos nitrificantes (imagen 1).

En la Tabla 1 se presentan los principales rasgos de historia de vida de las especies usadas para competir con el retamo. En términos generales se puede decir que la especie con el ciclo de vida más largo es *L. mirabilis* (2-3 años), seguido de *V. benghalensis* (1 año) y *L. bogotensis* (1 año). La especie que inicia primero su reproducción es *L. bogotensis*, seguida de *L. mirabilis* y *V. benghalensis*. A diferencia de las otras dos especies, *L. mirabilis* alcanza a florecer 2 veces durante su ciclo de vida. Las tres especies toleran heladas, fijan nitrógeno en el suelo y conforman bancos de semillas.

Tabla 1 Rasgos de historia de vida de las especies usadas en los experimentos de competencia sobre plántulas de retamo.

Especie	RASGOS DE HISTORIA DE VIDA DE LAS ESPECIES USADAS		
	<i>L. mirabilis</i>	<i>L. bogotensis.</i>	<i>V. benghalensis</i>
Hábito	Arbusto alto	Arbusto bajo	Hierba rastrera con zarcillos
Altura máxima	Hasta 2 m	Hasta 1 m	Trepadera
Longevidad	2-3 años	1 año	1 año
Tamaño a la primera reproducción	1.28 m	0.67 cm	
Inicio de la primera reproducción	9 meses	4 meses	11 meses
Número de floraciones durante el ciclo de vida	2	1	1
Tipo de fruto	Legumbre	Legumbre	Legumbre
Longitud de la legumbre	3.0 +/- 0.2 cm	5.3 +/- 0.3 cm	2 - 3 cm
Número de semillas por legumbre	4-5	3-4	2-5
Dispersión	Barócora	Barócora	Barócora
Tamaño de la semilla	(8.1 +/- 0.3) * (6.1 +/- 0.4) mm	(5.8 +/- 0.5) * (4.0 +/- 0.5) mm	(5.2 +/- 0.6) * (4.5 +/- 0.5) mm
Tiempo de germinación	10-15 días	10-15 días	10-15 días
Porcentaje de germinación	>60%	>80%	>90%
Reproducción sexual	si	si	si
Reproducción asexual	no	no	si
% de mortalidad de plántulas	30%	15%	< 5 %
Bancos de semillas	si	si	si
Asociaciones con microorganismo	bacterias fijadoras de nitrógeno	bacterias fijadoras de nitrógeno	Bacterias fijadoras de nitrógeno
Tolerancia ambiental	Tolera heladas	Tolera heladas	Tolera heladas

En esta investigación se pretende comprobar: 1) Si las especies leguminosas (*L. mirabilis*, *L. bogotensis* y *V. benghalensis*) pueden inhibir el desarrollo de plántulas de retamo, 2) si las diferentes formas de crecimiento de las anteriores especies (arbustivo alto, arbustivo bajo, herbáceo rastrero o trepador) tienen un efecto diferencial sobre el establecimiento de *U. europaeus* y 3) si la combinación de las tres especies incrementa el efecto inhibitorio sobre estas.

Las especies usadas en los experimentos tienen un crecimiento rápido, fijan nitrógeno en el suelo y además conforman bancos de semillas en el suelo. Con ello se espera encontrar el tratamiento más exitoso para controlar el establecimiento de plántulas de retamo en el menor tiempo, y con ello aportar estrategias viables que se puedan replicar para el manejo de otras áreas invadidas.

MÉTODOS

Ubicación de parcelas

En el sector Nororiental del Embalse de Chisacá se delimitó un área de restauración ecológica de dos hectáreas invadidas por retamo espinoso (Véase Cap. 2), dentro de las cuales en 800 m² se realizaron los experimentos de control de retamo con leguminosas (Ver capítulo 2, Imagen 2 a y 2b). Los 800 m² se dividieron en 4 bloques experimentales teniendo en cuenta la pendiente del

terreno. En el sector oriental se ubicaron los bloques del uno al tres, con 45° de inclinación, suelos de textura franco arenosa y pH cercano a 5. Al sur se ubicó el bloque 4 con 5° de inclinación, suelos franco arenosos y pH de 6 (imagen 2b). Además los suelos de los bloques 1 al 4 presentaron un gradiente en el porcentaje de nitrógeno total de 0.70, 0.62, 0.54, 0.45 respectivamente.

Preparación del terreno antes de establecer las parcelas (enero – mayo 2008)

La preparación del terreno se hizo de acuerdo a las recomendaciones de Vargas (2007) y se describe en el capítulo 2. Consistió básicamente en una quema controlada y la remoción de troncos (quemadas secundarias) y de raíces remanentes (arado con tractor y rastrillo). Una vez homogenizadas las parcelas se sembraron las leguminosas (Mayo 8-10 de 2008), de acuerdo al diseño en parcelas divididas. Entre junio y comienzos de julio se contaron y removieron las plántulas de retamo de cada parcela y se dejaron 40 plántulas en cada una de estas, densidad muy similar a la que registran Lee *et al.* (1986) debajo de parches adultos de retamo.

Propagación de las especies en invernadero (enero- mayo 2008)

Paralelamente a la preparación de los terrenos de experimentación se hizo la propagación de las tres leguminosas. Las semillas de las especies de *L. mirabilis* provienen de plantas sembradas en la zona en experimentos de restauración previos y las de *L. bogotensis* del cerro de Cota, en donde esta especie regeneró del banco de semillas luego de la quema del 2006. Las semillas de *V. benghalensis* se compraron en el comercio. La propagación de plantas se realizó los días 12 - 15 enero (*L. mirabilis* y *L. bogotensis*) y 8 abril (*V. benghalensis*) en el invernadero del Acueducto ubicado en el predio el Hato-Chisacá. Las semillas de los *Lupinus* se desinfectaron con hipoclorito de sodio al 4% y luego se lavaron con abundante agua, las de *V. benghalensis* no requirieron tratamientos pre-germinativos. Cada especie se sembró en dos eras de 8 m de largo por un metro de ancho (Imagen 3a- 3c). Las semillas se sembraron en surcos a una profundidad de 2 cm. La distancia entre surcos fue de 10 cm. El sustrato utilizado para la germinación consistió en tierra cernida, compost y cascarilla de arroz. Semanalmente se controlaron babosas y gusanos tierreros y se realizó un riego diario.

Finalmente las plántulas de las tres leguminosas se desenterraron y llevaron en neveras de icopor (con un gel hidrorretenedor en las raíces) para ser sembradas a raíz desnuda en las parcelas experimentales.

Diseño experimental

Se estudió el establecimiento de retamo bajo doseles de leguminosas sembradas (con cada una de las especies, una parcela mixta con las tres y un control) y durante dos periodos de muestreo, lo que permitía ver diferencias en el tiempo en la formación de doseles y la respuesta de las plántulas de retamo a estos cambios. Para ello se usó un diseño en parcelas divididas con 4 bloques experimentales definidas por la pendiente del terreno, cada bloque presentaba un área aproximada de 212.5 m². Los bloques 1 al 3 se encontraban en el sector oriental con una inclinación del terreno aproximada

de 45° y estaban separados entre sí 4 m, el bloque 4 se encontraba a 100 m en el sector occidental en una zona plana (Imagen 4). Cada uno de los bloques se dividió horizontalmente en dos grandes parcelas (C1 y C2) de 17m x 2m, asignadas aleatoriamente para evaluar el efecto del tiempo de la cosecha sobre el establecimiento de las plántulas de retamo. Paralelamente en cada parcela grande se establecieron 5 sub-parcelas de 1,85m x 1,85m separadas entre sí cada 2m, en las cuales se asignaron aleatoriamente los niveles del segundo factor o dosel de leguminosa: *L. mirabilis*, *L. bogotensis*, *V. benghalensis*, parcela mixta, parcela control (sin dosel) (Imagen 4). Como el muestreo de plántulas fue destructivo las parcelas de la primera cosecha y segunda cosecha eran independientes.

El primer muestro o cosecha de plántulas de retamo se hizo a los 100 días (a finales de agosto 2008) cuando se dieron las condiciones apropiadas para medir el efecto de los tratamientos es decir, cuando las leguminosas sembradas se habían adaptado al terreno y estaban generando follaje (además coincidió con una época lluviosa). La segunda cosecha se realizó a los 60 días después de la primera y coincidió con una época seca (finales de octubre de 2008).

Montaje de las parcelas experimentales

La siembra de las plantas se realizó en tres días (del 8 al 10 de mayo de 2008), empezando por el bloque 1, por lo que cada día de siembra correspondió a un bloque experimental aproximadamente. Las plantas se llevaron del invernadero a campo en cajas de icopor con un gel hidroretenedor de base y fueron sembradas a raíz desnuda. En cada sub-parcela se sembraron 36 plantas, a una distancia de 35cm entre sí. En las parcelas mixtas se sembraron alternadamente 12 plántulas de cada una de las tres leguminosas. En total se sembraron 96 plantas por especie en cada bloque. El total de plantas sembradas por los 4 bloques fue de 1152.

Luego de 45 días de sembradas las leguminosas germinaron plántulas de retamo sin ningún patrón relacionado con los tratamientos (Imagen 5a) por lo que cada subparcela se dividió en cuatro cuadrantes (Imagen 5b) y se dejaron únicamente 10 plántulas de retamo por cada uno, para un total de 40 plántulas de retamo por subparcela (Imagen 5c). Estas plántulas se marcaron con palillos plásticos para monitorear su supervivencia a los 100 o 160 días (Imagen 4).

Análisis de datos

Variables medidas en las plántulas de retamo

A los 100 días de establecidas las parcelas se evaluó la **supervivencia** de plántulas de retamo marcadas en las 20 parcelas correspondientes al tiempo 1 (C1), de manera similar a los 160 días las otras 20 parcelas correspondientes al tiempo 2 (C2). A su vez en cada periodo se cosecharon las plántulas, removiendo el suelo con mucho cuidado para no dañar la raíz. Éstas se llevaron al laboratorio para medirles su **longitud** (total, raíz, tallo), número de ramas, presencia de espinas, diámetro de la raíz (sólo en el tiempo 2) y **peso fresco** (total, raíz, tallo), usando una balanza

analítica de 4 dígitos. Cada planta se guardó en bolsas de papel (separando raíz y tallo) y se llevó al horno a 70°C por 48 horas. Luego se midió el **peso seco** total de tallo y raíz en balanza analítica. A cinco de las plántulas cosechadas por parcela se les midió el **área verde**, a estas plantas se les separaron las ramas y las hojas, se pegaron en papel (una por planta) y se escanearon a 100 dpi para hallar el área de toda la planta en el programa ImageJ.

Para conocer si existen diferencias significativas entre el efecto de los diferentes tratamientos sobre el establecimiento de *U. europaeus* se realizaron ANOVAS de parcelas divididas con las variables de supervivencia, longitud y peso seco de las plántulas (Melo *et al.* 2007). Para ello se usó el paquete estadístico SPSS en la rutina GLM, usando como factores fijos el tiempo de cosecha y el tratamiento de leguminosas y factores aleatorios los bloques. Se evaluaron los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianza de los residuos y se hicieron transformaciones (ver resultados). También se hicieron pruebas *pos hoc* de DMS para ver entre cuáles tratamientos habían diferencias significativas, cuando no se cumplieron los supuestos incluso con las transformaciones se realizaron análisis no paramétricos como el de Sheirer-Ray-Haire (Sokal y Rohlf 1995).

Variables medidas en los doseles formados por las leguminosas

En cada periodo de tiempo se midieron las características bióticas y abióticas de los doseles conformados por las leguminosas sembradas. Dentro de las características bióticas se midió el **ancho del follaje** del perfil de la parcela y la **altura del dosel** en 10 puntos a través de las diagonales de ésta (Imagen 6a). Así mismo a cada una de las parcelas se les tomó una foto de la **cobertura del dosel** (Imagen 6b) y con el programa ImageJ se halló el área del dosel y el **porcentaje de claros** dentro de la parcela. También se evaluó la longitud de tres plantas sembradas escogidas aleatoriamente en las parcelas y se calculó la tasa de crecimiento de las tres especies con la siguiente fórmula (Álvarez-Aquino *et al.* 2004).

$$TCR = \frac{\ln(L_2) - \ln(L_1)}{t_2 - t_1}$$

Dentro de las características abióticas se midieron (mañana, medio día y tarde) la **intensidad de luz** (Light meter 840020), la **radiación fotosintética activa** (Li-250a y el sensor de quantos LI-COR 190-A), la **humedad relativa y temperatura** (termohigrómetro 8711). Además se tomaron muestras de suelo para determinar la cantidad de **nitrógeno total** y el **pH** (medidor de pH Kelway). Para la segunda cosecha se dispuso de 10 termo-higrómetros con sus respectivos sensores externos (longitud de cable 5m) que permitían medir simultáneamente la temperatura y humedad al interior y borde de las parcelas y simultáneamente en las 10 subparcelas de cada bloque.

Se usó un análisis discriminante por tiempo de cosecha con las variables abióticas medidas debajo de los doseles, con el fin de evaluar si estas disgregaban bien los tratamientos con leguminosas (programa SPSS). Para el análisis se transformaron los datos de todas las variables con log10

ya que los valores de estas tenían diferentes órdenes de magnitud. Éste análisis además de decir qué porcentaje de los grupos corresponde a su clasificación original permite saber cuáles son las variables importantes para discriminar estos grupos (Guisande 2006).

Mediante el programa SPSS se realizaron **regresiones lineales múltiples** por el método de pasos sucesivos (Guisande 2006) para encontrar una relación matemática entre las variables medidas en los doseles de leguminosas y la respuesta de las plántulas de retamo. Se tuvo en cuenta que las regresiones cumplieran con los supuestos de normalidad (Kolmogorov-Smirnov), homocedasticidad de los residuos, no colinealidad (índice de condición) ni autocorrelación (Durbin-Watson)

Finalmente se calcularon los índices de competencia interespecífica entre cada leguminosa (*L. mirabilis*, *L. bogotensis*, *V. benghalensis* y parcela mixta) y las plántulas de retamo, de acuerdo a lo sugerido por Bonser y Reader (1995):

$$IC = \frac{BAL_1 - BPL_1}{BAL_1}$$

Siendo BAL_1 la biomasa promedio de retamo en ausencia de leguminosas (especie 1) y BPL_1 la biomasa promedio del retamo en presencia de leguminosas (especie 1). Ésta misma fórmula se aplica para cada una de las especies y la parcela mixta. Para los índices también se probaron los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianza con el programa SPSS.

RESULTADOS

Crecimiento de las tres especies leguminosas en las parcelas experimentales

Las dos especies de *Lupinus*, presentan diferencias en sus rasgos de historia de vida, *L. mirabilis* de hábito arbustivo alto, en 10 meses (3.5 en invernadero y 6 en campo) alcanzó alturas de 1,50 m en promedio y presentó una mayor tasa de crecimiento (Tasa de crecimiento 0.006 cm/día D.E 0.002) que *L. bogotensis* (Tasa de crecimiento 0.0008 cm/día D.E 0.032), la cual es de hábito arbustivo bajo (Fig. 1a y 1b). Aunque *V. benghalensis* es una especie herbácea (rastrera o enredadera), la magnitud promedio de su longitud fue muy similar al de *L. bogotensis*, con la diferencia que ésta representaba el largo de sus ramas, las cuales permanecían postradas en el suelo formando un colchón de hojas, su tasa de crecimiento fue similar a la de *L. mirabilis* (0.009 cm/día D.E 0.04).

En general las diferencias en la longitud entre las tres leguminosas sembradas fueron significativas (F: 11.57 gl 2 p 0.009) y de acuerdo a las pruebas DMS *L. bogotensis* y *V. benghalensis* forman un grupo homogéneo y diferente a *L. mirabilis* (Fig. 1a). Entre los dos periodos de muestreo la mayor tasa de crecimiento es para *V. benghalensis* y *L. mirabilis* (Fig. 1b), mientras que *L. bogotensis* es la especie con una menor tasa de crecimiento en longitud (p<0.05). Las bajas tasas de crecimiento de *L. bogotensis*, muestran que para el periodo de estudio (100 y 160 días) esta especie ya había

alcanzado su madurez tanto vegetativa como reproductiva (Tabla 1), de hecho dos meses después de la última cosecha se presentaban individuos senescentes.

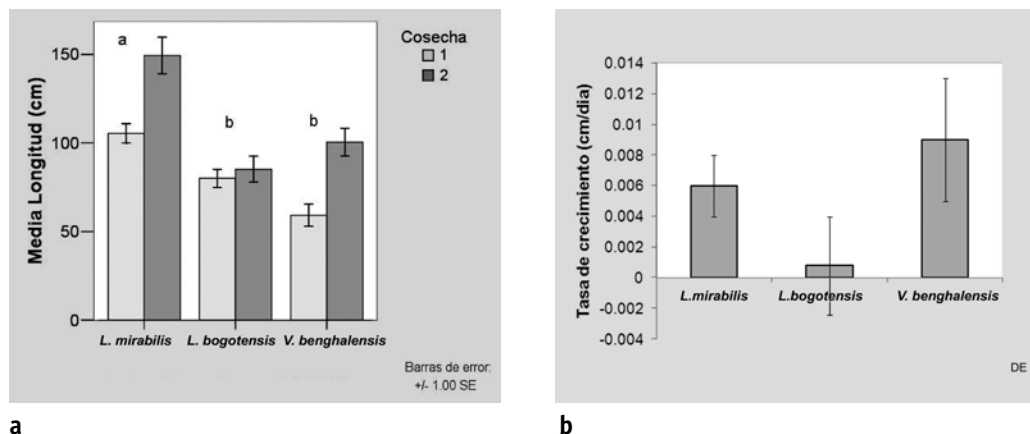


Figura 1. a. Longitud promedio de las tres leguminosas sembradas en las parcelas experimentales. Iguales letras representan grupos homogéneos (DMS) b. Tasa de crecimiento promedio de las especies leguminosas sembradas en las parcelas experimentales.

Características bióticas del dosel conformado por las leguminosas sembradas

Las diferencias en la forma de crecimiento, capacidad de crecimiento y longitud entre las tres especies presentaron un efecto general sobre el comportamiento de la parcela con relación al dosel conformado, a continuación se explican estos cambios.

Cobertura, altura, ancho del follaje y porcentaje de claros

El dosel formado en los diferentes tratamientos de leguminosas (Imagen 7a - 2d) fue significativamente diferente para la raíz cuadrada (RC) de la cobertura ($F: 22.67$, g.l 4, $P < 0.001$), RC de la altura promedio ($F: 38.44$, g.l 4, $p < 0.001$) y RC del ancho del follaje ($F: 65.58$, g.l 4 y $P < 0.001$) como se observa en las Fig. 2a- 2d. Aunque el porcentaje de claros no cumplió con los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas si presentó diferencias significativas en el análisis no paramétrico de S-R-H ($p < 0.001$). Entre cosechas también se presentaron diferencias significativas para estas mismas variables.

En términos generales, las parcelas con leguminosas presentaron una mayor cobertura, ancho de follaje y altura promedio con respecto al control, en el cual no se sembraron leguminosas, pero en donde si germinaron especies herbáceas (Fig. 2a - 2d). Las parcelas que iniciaron con un área aproximada de 4m^2 alcanzaron coberturas de más de 9m^2 a los 160 días (Fig. 2a - 2d). Igualmente, hubo un aumento significativo en la altura del dosel y el ancho del follaje, la cual alcanzó valores promedio de hasta 1,53 m en *L. mirabilis* y 1.30m en las parcelas mixtas, respectivamente.

En los análisis *pos hoc* de DMS la RC cobertura y RC del ancho de follaje fueron significativamente mayores para el tratamiento con *L. mirabilis* y mixto; *V. benghalensis* y *L. bogotensis* tienen un

comportamiento similar; mientras que el control difiere significativamente de los anteriores dos grupos.

Los tratamientos con mayor cobertura presentaron un menor porcentaje de claros e inversamente los que tenían una menor cobertura presentaron mayor porcentaje de claros. En la figura 2b se observa como el porcentaje de claros disminuyó drásticamente a los 160 días principalmente en las parcelas mixtas y con *L. mirabilis*. Por otro lado *V. benghalensis* tuvo un rango amplio de valores de 0 a 32% (Anexo 1).

Características abióticas del dosel conformado por las leguminosas sembradas

En la **primera cosecha** los valores más altos de temperatura y menores de humedad relativa (HR) fueron para los tratamientos de control y *V. benghalensis*, en donde el dosel era escaso o no había. Por otro lado la intensidad de luz y la radiación fotosintética (PAR) disminuyeron en los tratamientos con *Lupinus* y mixta, donde era mayor el dosel (Tabla 2).

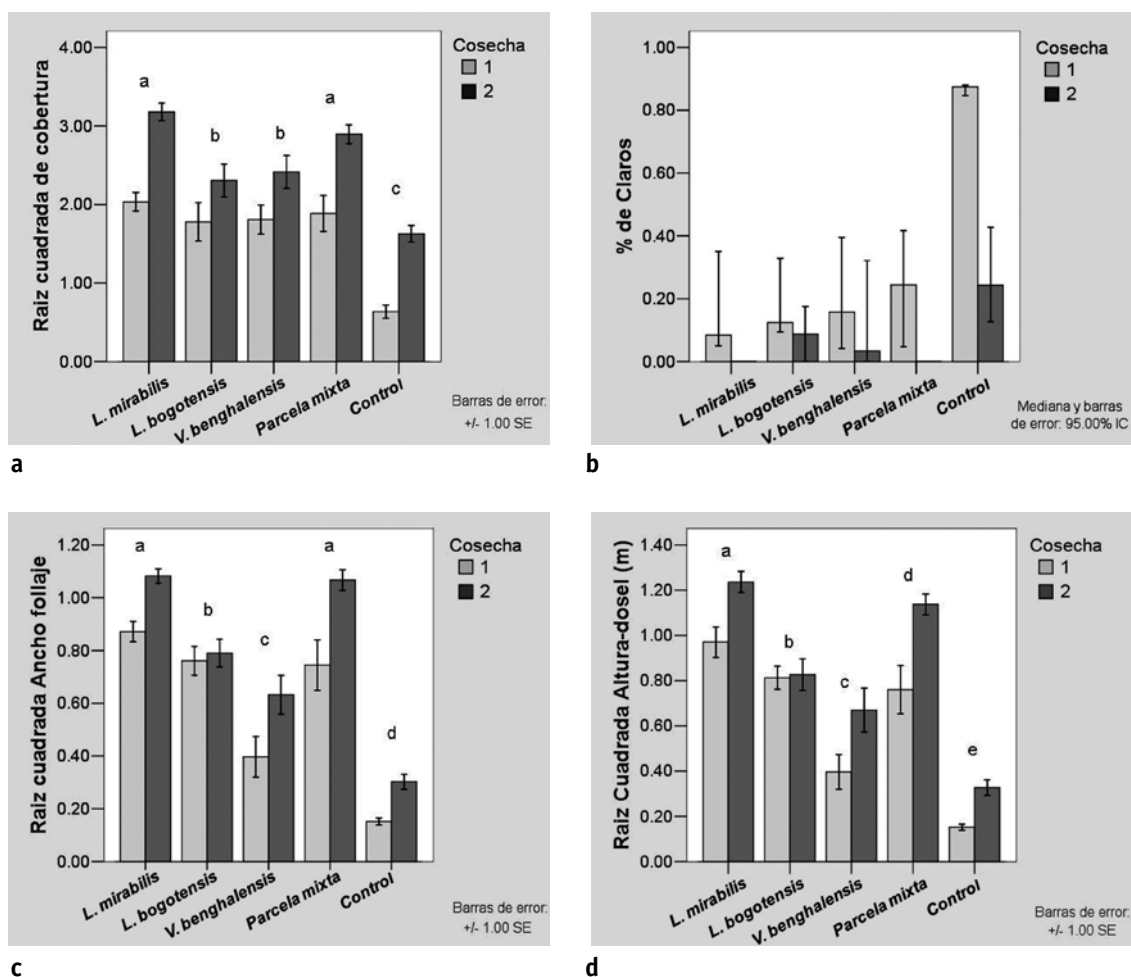


Figura 2. Características bióticas medidas en los doseles de leguminosas sembradas en las parcelas correspondientes a la primera y segunda cosecha de plántulas de retamo. Igual número de letra corresponde a grupos homogéneos según la prueba *pos hoc*.

En la **segunda cosecha** el comportamiento fue similar, la temperatura es mayor en las parcelas con *V. benghalensis* o el control. Con relación al borde la temperatura de la parcela es mayor que en el interior de las parcelas, mientras que la HR no cambia tanto. En cuanto al ambiente de luz (intensidad de luz y radiación fotosintética) se observa un cambio con respecto a la primera cosecha, ya que la intensidad de luz y PAR es mucho más baja en las parcelas mixtas que en la parcela de *L. mirabilis*, esto ocurre porque la parcela mixta se compone del follaje de tres estratos: herbáceo (con *V. benghalensis*), arbustivo bajo (con *L. bogotensis*) y arbustivo alto (*L. mirabilis*).

En el análisis discriminante las condiciones abióticas medidas en la **primera cosecha** separaron bien el 95% de los casos con respecto a su clasificación original, la función discriminante 1 explica el 95.7% de la varianza y la 2 el 99.2% de la varianza acumulada. Las variables que más aportaron a las funciones discriminantes en este periodo son las temperatura interna, PAR interna y HR interna, transformadas con logaritmo en base 10 (Contraste de la función 1 a la 3, Lambda de Wilks 0.004, χ^2_{12} 83.218 $p < 0.001$). Las dos especies de *Lupinus* y la parcela mixta tienen un comportamiento similar y contrastante con *V. benghalensis* y control (Fig. 3a).

Por su parte las condiciones abióticas medidas en la **segunda cosecha** discriminaron bien el 100% de los casos con respecto a su clasificación original, la función discriminante 1 explica el 84.2% de la varianza y la 2 el 96.8% de la varianza acumulada. Las variables que más aportaron a las funciones discriminantes fueron de nuevo la temperatura y humedad interna, y la intensidad de luz del borde, (transformadas con logaritmo en base 10 Contraste de la función 1 a la 3, Lambda de Wilks 0.034, χ^2_{12} 50.597 $p < 0.001$). En la figura 3b se observa un patrón similar al de la primera cosecha, con la diferencia de que control y *V. benghalensis* están más cercanos y se conforman dos grupos de *Lupinus* y mixta. Los valores de T y HR para las parcelas control en la cosecha 1 se asumieron iguales para interior y borde de la parcela.

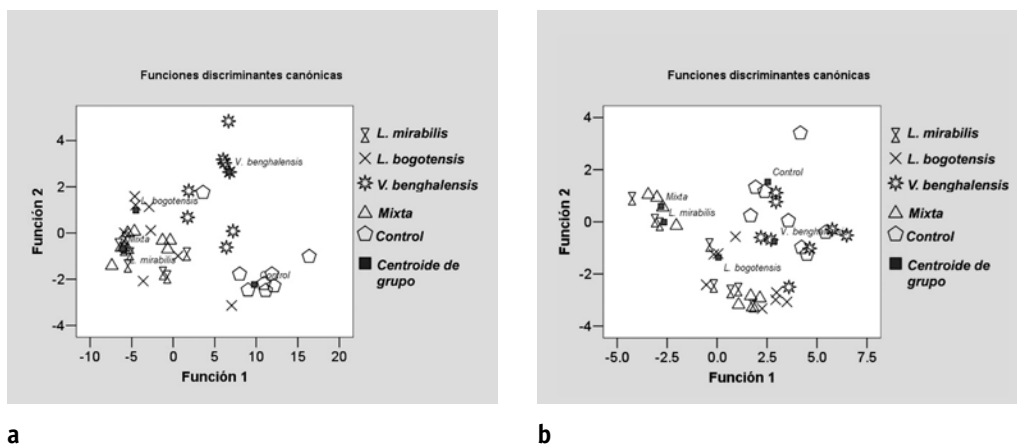


Figura 3. Funciones discriminantes calculadas a partir de los factores abióticos transformados a log10 y medidos en cada parcela a) En la primera cosecha las dos especies de *Lupinus* y la parcela mixta tienen un comportamiento similar y contrastante con *V. benghalensis* y control b) En la segunda cosecha el control y *V. benghalensis* están más cercanos y se conforman dos grupos de *Lupinus* y mixta.

Tabla 2. Datos abióticos al interior y borde de cada tratamiento para el primer y segundo periodo de cosecha.

	Unidades	Periodo 1 (100 días)				
		<i>L. mirabilis</i>	<i>L. bogotensis</i>	<i>V. benghalensis</i>	Parcela Mixta	Control
Temperatura al interior	°C	13.71 ± 0.25	14.85 ± 0.79	23.21 ± 0.93	13.53 ± 0.56	23.24 ± 1.26
Temperatura al borde/afuera	°C	13.34 ± 0.10	14.9 ± 1.15	23 ± 1	13.43 ± 0.23	23.24 ± 1.26
Humedad relativa al interior	%	86.05 ± 5.34	90.58 ± 3.84	68.67 ± 5.06	91.18 ± 2.25	60.97 ± 5.98
Humedad relativa al borde/afuera	%	82.74 ± 3.35	83.32 ± 3.37	54.33 ± 4.78	88.02 ± 2.13	60.97 ± 5.98
Intensidad de luz máxima al interior	Lux	5752.17 ± 3286.11	9662.25 ± 3256.22	59488.75 ± 54294.65	8650.83 ± 3368.73	70118.75 ± 2710.19
Intensidad de luz mínima al interior	Lux	5752.17 ± 3286.11	9662.25 ± 3256.22	59488.75 ± 54294.65	8650.83 ± 3368.73	70118.75 ± 2710.19
Intensidad de luz máxima al b/a	Lux	16267.83 ± 2604.49	27795 ± 1905.62	58366.25 ± 32397.52	19179.17 ± 3220.05	71497.5 ± 1092.72
Intensidad de luz mínima al b/a	Lux	16267.75 ± 2604.53	27770 ± 1895.08	58991.25 ± 32152.91	19161.67 ± 3216.24	70118.75 ± 2710.19
Radiación fotosintéticamente activa al interior	mmol	75.50 ± 57.19	146.7 ± 48.74	619.52 ± 368.79	218.07 ± 87.61	1475.14 ± 311.14
Radiación fotosintéticamente activa al b/a	mmol	352.11 ± 65.24	536.78 ± 49.52	1408.23 ± 319.7	368.02 ± 60.5	1475.14 ± 311.14
	Unidades	Periodo 2 (160 días)				
		<i>L. mirabilis</i>	<i>L. bogotensis</i>	<i>V. benghalensis</i>	Parcela Mixta	Control
Temperatura al interior	°C	16.4 ± 1.82	17.38 ± 2.88	20.78 ± 2.21	16.39 ± 1.2	26.04 ± 4.3
Temperatura al borde/afuera	°C	19.35 ± 1.01	21.7 ± 5.7	23.11 ± 3.46	19.07 ± 2.52	21.99 ± 3.58
Humedad relativa al interior	%	66.58 ± 10.05	66 ± 11.13	66.58 ± 9.84	71.08 ± 8.06	51.25 ± 11.9
Humedad relativa al borde/afuera	%	66.42 ± 7.17	64.17 ± 8.97	59.5 ± 8.34	68.67 ± 7.47	48.08 ± 11.88
Intensidad de luz máxima al interior	Lux	3024.42 ± 1540.48	16475.58 ± 25534.09	29232.5 ± 17881.16	1742.17 ± 275.9	50686.67 ± 33098.71
Intensidad de luz mínima al interior	Lux	2753.58 ± 1348.82	14130.17 ± 21076.65	27360.83 ± 17617.29	3480.83 ± 3649.37	43835.83 ± 23484.68
Intensidad de luz máxima al b/a	Lux	7889.08 ± 8305.36	21766.42 ± 11730.18	40242.5 ± 21681.79	3609.25 ± 378.26	40983.33 ± 16589.16
Intensidad de luz mínima al b/a	Lux	7227.42 ± 7571.8	26078.67 ± 21412.14	40195 ± 19613.29	3360.92 ± 442.4	38031.67 ± 15107.99
Radiación fotosintéticamente activa al interior	mmol	53.86 ± 12.92	278.28 ± 380.98	366.39 ± 158.24	31.56 ± 17.39	885.39 ± 434.39
Radiación fotosintéticamente activa al b/a	mmol	182.83 ± 234.88	549.99 ± 405.68	681.65 ± 352.82	66.03 ± 17.67	763.87 ± 392.28

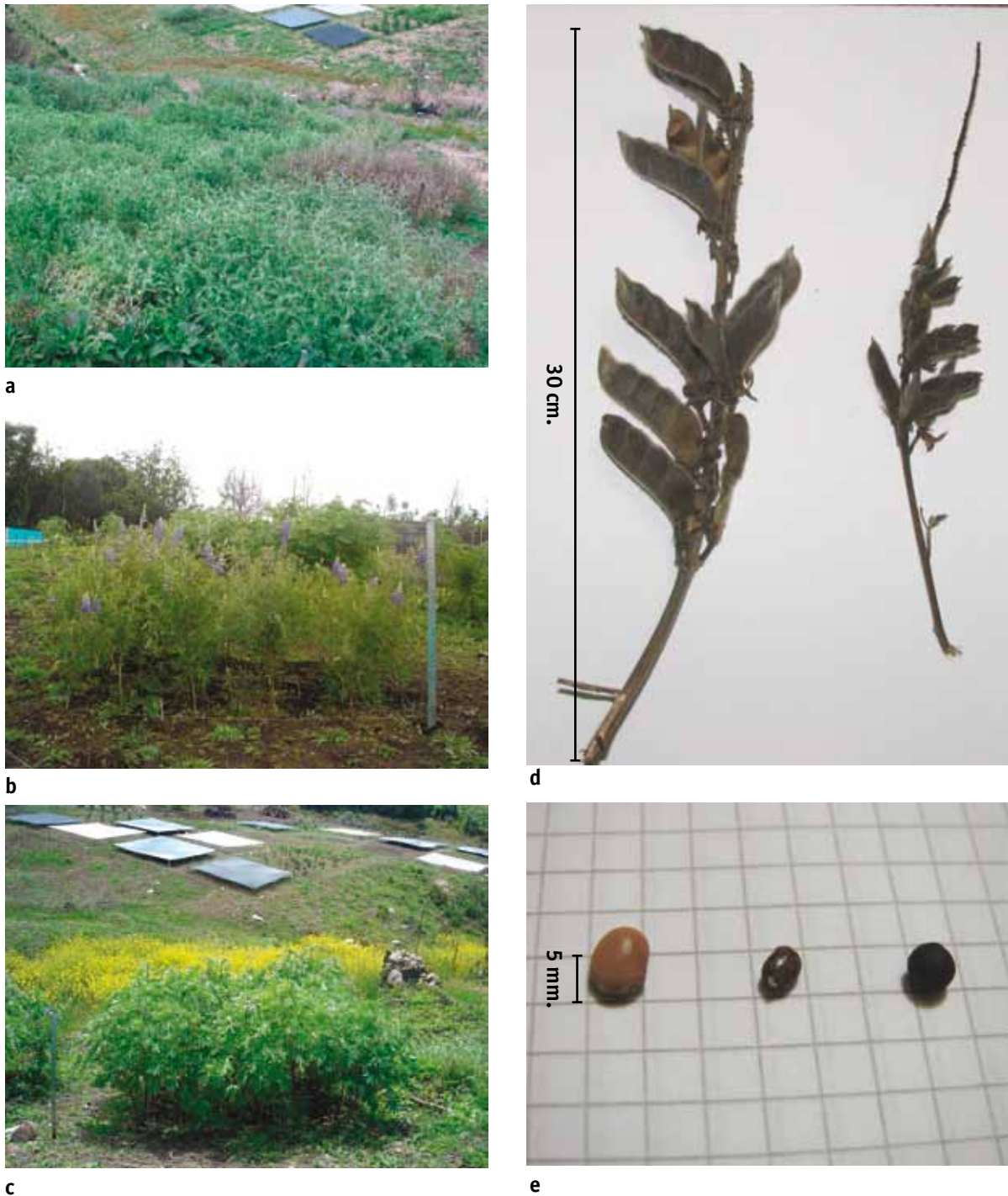


Imagen 1. Rasgos de historia de vida de las leguminosas usadas en los experimentos a) hábito herbáceo y rastrero *V. benghalensis* b) arbusto bajo *L. bogotensis* c) arbusto de hasta 2m *L. mirabilis*. d. Diferencia de tamaño entre las legumbres de *L. mirabilis* (izq) y *L. bogotensis* (der) e. Tamaño de la semilla de *L. mirabilis* (izq), *L. bogotensis* (centro) y *V. benghalensis* (der).

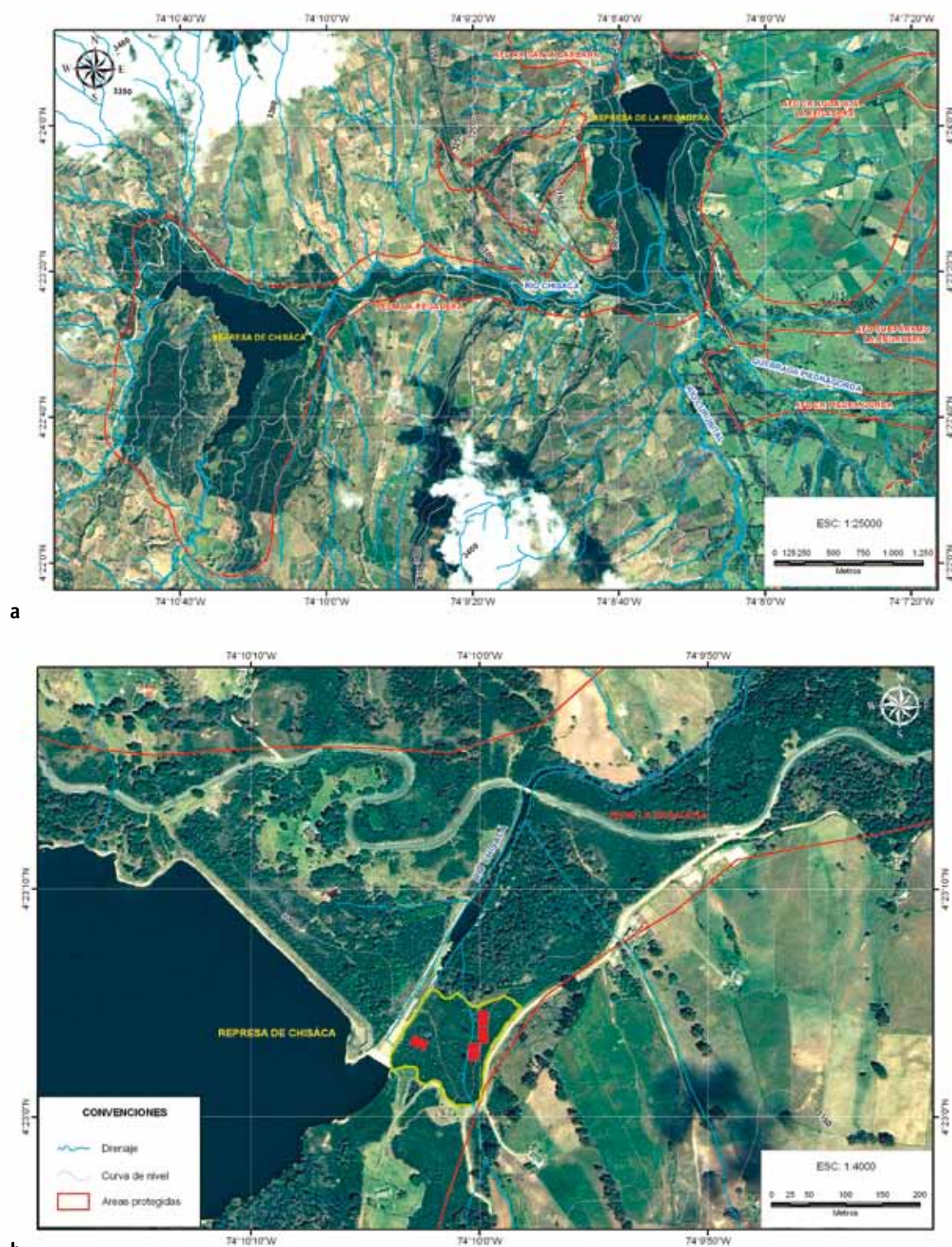


Imagen 2. Ubicación del terreno de estudio y características topográficas. a. Parque ecológico la regadera, al occidente el Embalse de Chisacá y al oriente el Embalse de la Regadera b. Zoom de las dos Ha de retamo sujetas a experimentos piloto de restauración ecológica, los recuadros muestran la ubicación de los cuatro bloques experimentales dentro de las dos Ha (Tomado de UT Rastrojo a Escala Humana- Insat 2009).

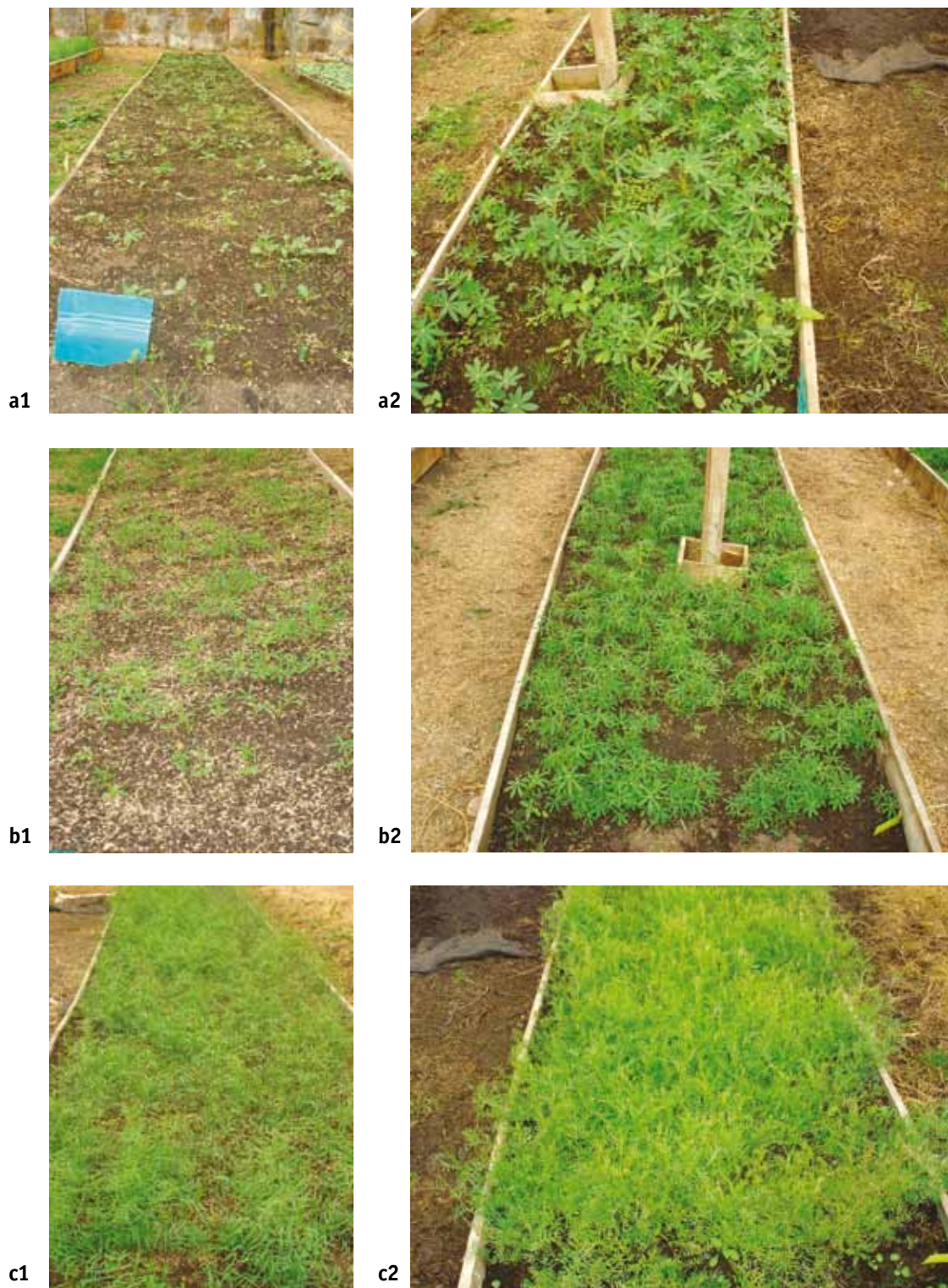


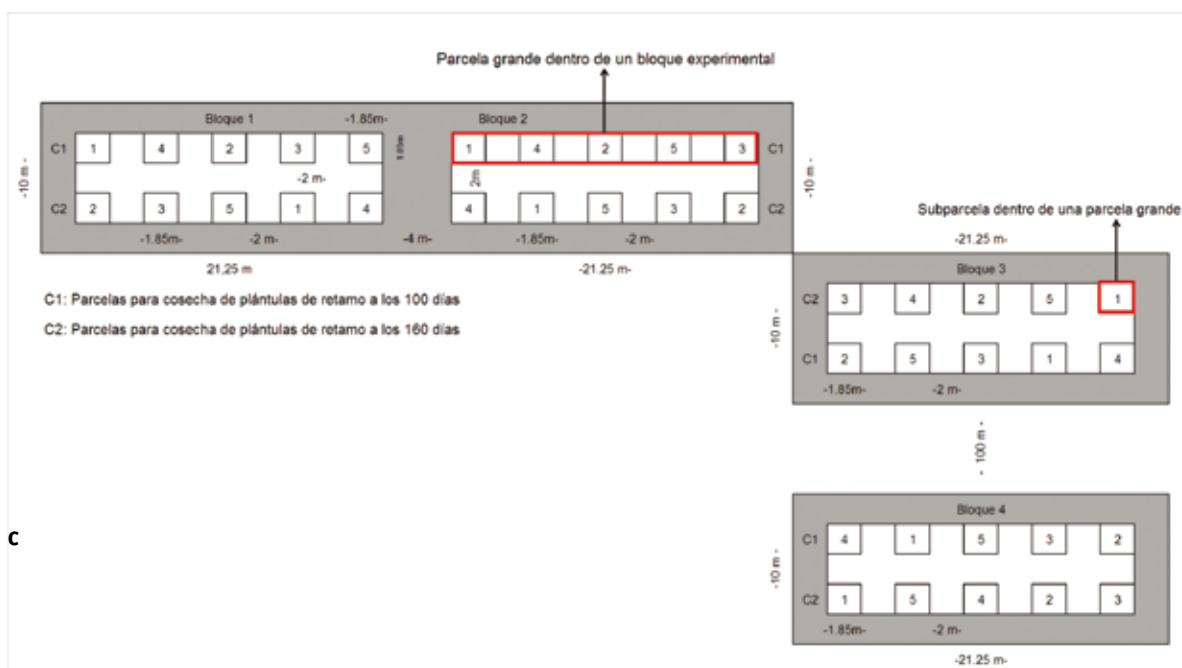
Imagen 3. Crecimiento inicial de las leguminosas en las eras de propagación durante el periodo de febrero a marzo. a. *L. mirabilis* se observa una menor germinación pero un desarrollo de plántulas rápido b. *L. bogotensis* se observa mayor germinación, pero plántulas más pequeñas. c. *V. benghalensis* se observa una mayor germinación y crecimiento rápido (las plántulas que se usaron en las parcelas experimentales fueron propagadas un mes antes de la siembra abril 8).



a



b



c

Imagen 4. Diseño experimental en parcelas divididas. a. Vista panorámica de los bloques 1 al 3 durante octubre de 2008. b. Vista panorámica del bloque 4 durante abril de 2009. c. Esquema que muestra la disposición espacial de los bloques experimentales, parcelas grandes y subparcelas usadas en el diseño de parcelas divididas. Las parcelas grandes C1 y C2 corresponden a las parcelas cosechadas a los 100 y 160 días de establecidos los doseles de leguminosas. Las parcelas pequeñas corresponden a los tratamientos de siembra de leguminosas. 1 *L. mirabilis* 2. *L. bogotensis* 3. *V. benghalensis* 4. Mixta 5. control.



a



b



c

Imagen 5. Vista de las parcelas con leguminosas a. Todas las plántulas de retamo se contaron inicialmente y marcaron con palillos blancos. b. Cada subparcela se dividió en cuatro cuadrantes. c. Debido a que el banco de semillas que se expresó era muy heterogéneo entre bloques y tratamientos se dejaron sólo 40 plántulas por subparcela, 10 en cada cuadrante y distribuidas aleatoriamente.



Imagen 6 a. Foto de perfil de una parcela con *L. mirabilis* AT: altura total y AF: ancho del follaje. b) Dispositivo para tomar la foto de la cobertura de la parcela, la cámara se programa para tomar la foto a los 10 segundos y luego se levanta el soporte de la cámara a 6m del suelo aproximadamente. c. Foto de la cobertura del dosel AD: área del dosel, ésta área se calcula con el programa ImageJ y se toma como referencia métrica la regla.



a



b



c



d

Imagen 7. a. Área cubierta por los doseles de leguminosas sembradas en las parcelas experimentales, vista panorámica desde arriba. a. *L. mirabilis* en el primer periodo, b *L. mirabilis* en el segundo periodo. c. *V. benghalensis* en el primer periodo d. *V. benghalensis* en el segundo periodo. La regla mide 1m nótese refleja la ampliación de la cobertura entre los 100 (primer periodo) y 160 días (segundo periodo).



Imagen 8. Plántulas de retamo a los 160 días a) debajo de dosel de *L. mirabilis*, en donde se observa una plántula etiolada y sin espinas b) en parcelas control, en donde se observan plántulas más vigorosas, con mayor número de ramas y espinas.



Imagen 9. Vista dorsal de las parcelas a los 160 días, se observa cómo los doseles de las diferentes parcelas tienden a unirse.

Establecimiento de plántulas de retamo

Supervivencia

La supervivencia de las plántulas de retamo (marcadas al inicio del experimento) no cumplió con los supuestos de homogeneidad de varianzas ni normalidad bajo ninguna transformación. En el análisis no paramétrico S-R-H no se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos (H:0.05 < H:3.81) y cosechas (H:0.05 < H:9.48). La supervivencia fue alta presentando valores de 95% para la primera cosecha y 90% para la segunda (Fig. 4).

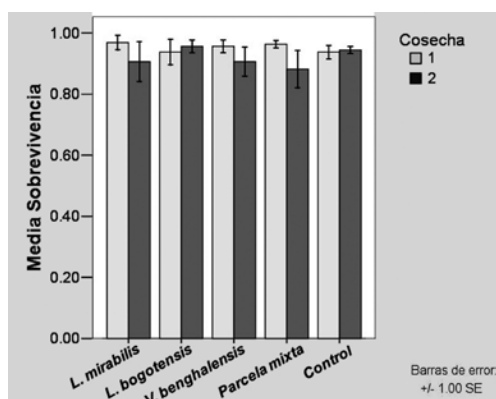
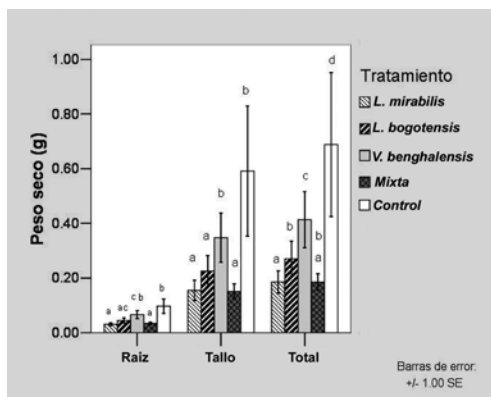


Figura 4. Porcentaje promedio de supervivencia de plántulas de retamo en los diferentes tratamientos en los periodos de muestreo.

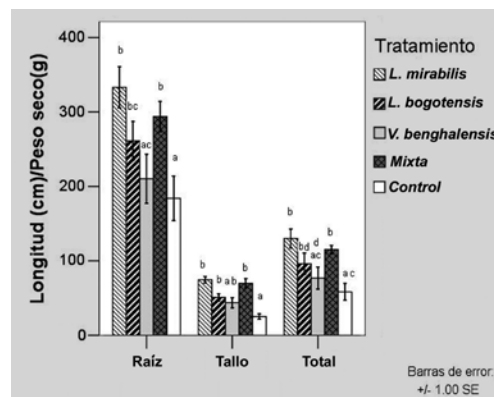
Biomasa de plántulas de retamo

En los tratamientos que tuvieron con mayor cobertura de dosel y ancho de follaje, y en donde la luz disminuyó drásticamente con respecto a los otros, la biomasa total promedio de plántulas de retamo fue significativamente menor como se observa en la Figura 5b (F:16.504 g.l 4 p<0.001). En este caso los tratamientos de *L. mirabilis* y mixta presentaron la menor producción de biomasa seca promedio de plántulas de retamo, la mayor producción fue para el tratamiento control seguido de *V. benghalensis*. Con *L. bogotensis* la biomasa de plántulas de retamo es mayor que el tratamiento con *L. mirabilis*, pero no difiere significativamente del tratamiento mixto (Figuras 5a y 5b).

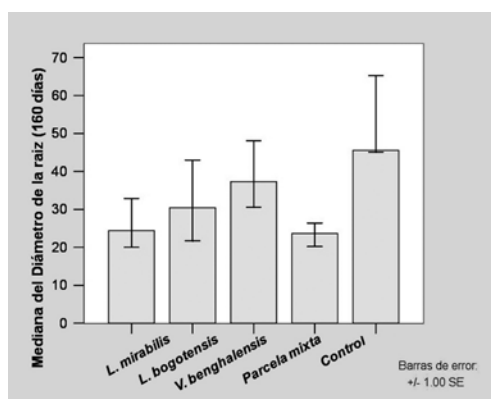
Los tratamientos con dosel de *Lupinus* incluido las parcelas mixtas presentan la menor producción de biomasa del tallo y difieren significativamente del control y *V. benghalensis* (F: 13.868 g.l 4 P <0.001). En estos últimos las plántulas desarrollaron tejidos más vigorosos, acompañados a su vez de una mayor producción de espinas. **En la biomasa de raíz** el comportamiento es similar al anterior con la particularidad que *L. bogotensis* contrasta con los otros 2 tratamientos de *Lupinus*, pero no difiere de *V. benghalensis* (F: 21.28 g.l 4 p<0.001). Por su parte, cuando se extraían las plántulas de retamo se observaba un mayor diámetro de raíz en aquellos tratamientos en donde llegaba más luz como el control (X² 12.7 g.l 4 p<0.05) y (Figura 5c).



a



b



c

Figura 5. a. Efecto de las leguminosas sobre la biomasa seca de plántulas de retamo y b. sobre la relación longitud-biomasa seca de la raíz, tallo y toda la planta de *U. europaeus* (datos sin transformar) en el anexo 1 se observan las tablas de Anova con los datos transformados, los cuales cumplen con los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianza. c. Mediana del diámetro de la raíz de plántulas de retamo a los 160 días del experimento. En la gráfica a y b las letras iguales representan grupos homogéneos según la prueba *pos hoc* de DMS.

Longitud vs peso seco de las plántulas de retamo

Aunque la longitud total no difirió significativamente entre los tratamientos, el cociente entre la longitud total y el peso seco total de las plántulas sí muestra diferencias significativas entre los tratamientos (Anexo 1 y Figura 5b). Este cociente indica, la densidad y vigor de los tejidos de las plántulas y cómo en los tratamientos con mayor sombra, se necesitan más centímetros para completar un gramo de biomada, lo cual indica una respuesta morfofisiológica a la ausencia de luz y por ende la elongación del tallo.

La relación longitud- biomasa seca total tiene un patrón inverso al descrito en la biomasa, los tratamientos con *L. mirabilis*, *L. bogotensis* y mixta tienen un índice mayor lo que indica más longitud por menos gramos de biomasa. Por su parte los tratamientos de control y *V. benghalensis* tienen mayor biomasa por longitud de la plántula. Con respecto al tallo y la raíz el patrón es el mismo. La raíz es la parte de la planta en donde hay más longitud por menos biomasa.

Área verde en las plántulas de retamo

Aunque el área verde de hojas, espinas y tallos no cumplieron con los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas, si presentaron diferencias entre los tiempos de cosecha y los tratamientos (prueba no paramétrica S-R-H Anexo 1). En la primera cosecha el área foliar de los tratamientos es muy similar; mientras que en la segunda cosecha si se observan diferencias más

marcadas. Las plántulas de retamo presentan mayor área verde en los tratamientos de control y *V. benghalensis*, mientras que en *L. mirabilis* y el tratamiento mixto presentan los menores valores (Anexo 1 y Figura 6).

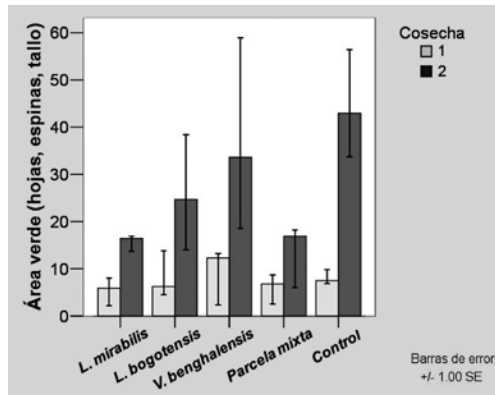
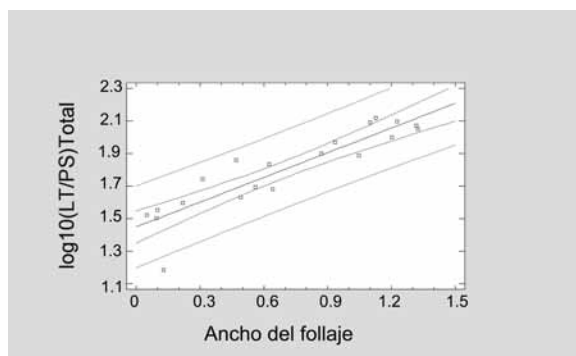


Figura 6. Área fotosintética de plántulas de retamo en los diferentes tratamientos y tiempo de cosecha. Se representan los valores de la mediana con su respectivo intervalo de confianza al 95%. El intervalo de confianza de la mediana no es simétrico como ocurre en el valor medio.

Relación matemática entre las variables de dosel (leguminosas sembradas) y retamo

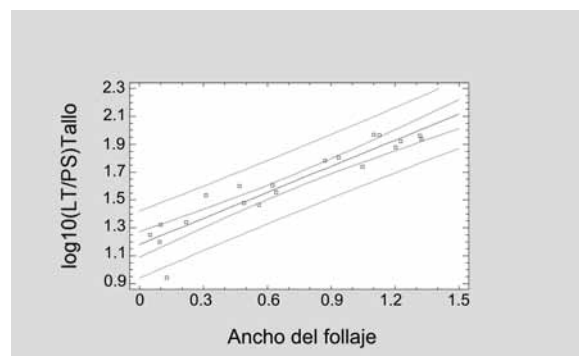
La relación entre las variables del dosel (bióticas y abióticas) y el comportamiento del retamo se midió mediante regresiones múltiples por cada periodo. En el primer periodo se encontró que el peso seco total promedio de una plántula tiene un r^2 corregido de 0.69, con la luz, (PAR y LUX), al igual que con la multiplicación del ancho del follaje y el porcentaje de claros. El modelo fue significativo para estas tres variables y los estadísticos se describen en la Tabla 3. La ecuación que relaciona estas variables es la siguiente:

$$PStotal = 0.084 + (0.059 * \log_{10} PAR) - (1.053 \times 10^{-6} * Luz\ maxima) - (0.10 * \log_{10}(AF \times Claros))$$



a

$$\log_{10}\left(\frac{LT}{PST}\right) = 1.45 + 0.51 * A.follaje$$



b

$$\log_{10}\left(\frac{Ltallo}{Pstallo}\right) = 1.18 + 0.62 * A.follaje$$

Figura 7. Regresión lineal múltiple entre las variables de establecimiento de retamo y las variables de dosel (tratamientos) en la segunda cosecha.

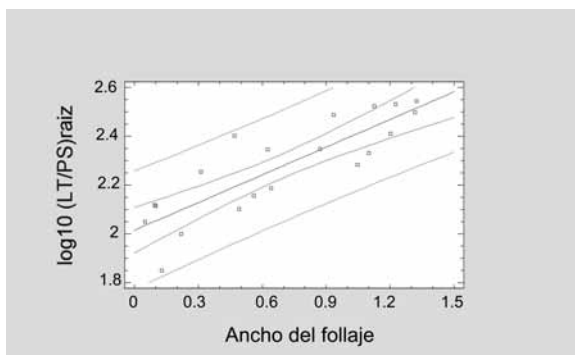


Figura 7(cont.). Regresión lineal múltiple entre las variables de establecimiento de retamo y las variables de dosel (tratamientos) en la segunda cosecha.

c

$$\text{Log}_{10}\left(\frac{L_{\text{raiz}}}{P_{\text{sraiz}}}\right) = 2.02 + 0.38 * A_{\text{follaje}}$$

Para el segundo periodo la única variable del dosel que se relaciona con LT/PS de tallo, raíz y total de plántulas de retamo fue el ancho del follaje, todas las regresiones son positivas y significativas (Tabla 3 y Fig. 7). El ancho del follaje es una variable que resume lo que pasa con las otras variables abióticas T, HR, PAR, Lux. La regresión con el valor de r^2 más alto fue para LT/PS del tallo (0.88), seguida de LT/PS total (0.81) y LT/PS de la raíz (0.71) todas cumplen con los supuestos de normalidad, homogeneidad de los residuos, no colinealidad y no autocorrelación, aunque en el caso de LT/PS total este último supuesto no es concluyente.

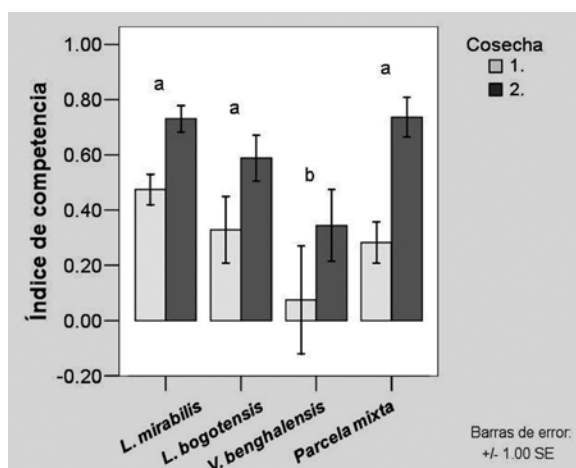
Tabla 3. Modelo de regresión lineal múltiple y los valores de regresión que relacionan las variables de retamo y las variables de dosel

Pruebas de los efectos inter-sujetos	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Significación
PRIMERA COSECHA					
Peso seco promedio					
Regresión	0.038	3.000	0.013	14.757	0.000
Residual	0.014	16.000	0.001		
Total	0.052	19.000			
R	R cuadrado	R cuadrado corregida	Error típ. de la estimación	Durbin-Watson	
0.857	0.735	0.685	0.029	2.064	
SEGUNDA COSECHA					
Log10(LT/PST)					
Regresión	0.984	1.000	0.984	79.713	0.000
Residual	0.222	18.000	0.012		
Total	1.207	19.000			
R	R cuadrado	R cuadrado corregida	Error típ. de la estimación	Durbin-Watson	
0.903	0.816	0.806	0.111	1.243	
Log10(Ltallo/Pstallo)					
Regresión	1.490	1.000	1.490	133.691	0.000
Residual	0.201	18.000	0.011		
Total	1.690	19.000			
R	R cuadrado	R cuadrado corregida	Error típ. de la estimación	Durbin-Watson	

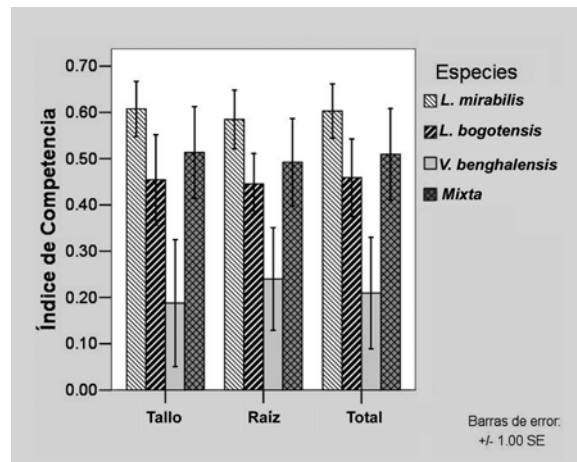
Pruebas de los efectos inter-sujetos	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Significación
0.939	0.881	0.875	0.106	1.760	
Log10(Lraiz/psraiz)					
Regresión	0.549	1.000	0.549	48.076	0.000
Residual	0.205	18.000	0.011		
Total	0.754	19.000			
R	R cuadrado	R cuadrado corregida	Error típ. de la estimación	Durbin-Watson	
0.853	0.728	0.712	0.107	1.498	

Competencia

Por último los índices de competencia total (IC) cumplieron con los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas, fueron significativamente diferentes entre periodos y especies (Tabla 4 y Fig. 8a). Entre más cercanos estén los valores a uno la intensidad de la competencia es mayor. De acuerdo con esto los tres tratamientos con *L.* (*L. mirabilis*, *L. bogotensis* y Mixta) fueron los de mayor competencia y conformaron un grupo homogéneo (prueba por hoc de DMS). Este grupo difiere significativamente del tratamiento con *V. benghalensis* el cual presentó valores de competencia por debajo de 0.40 (Fig. 8a). A pesar de eso, en el tiempo dos *V. benghalensis* alcanza a tener valores muy similares a los que mostraron *L. bogotensis* y el tratamiento mixto durante la primera cosecha. Por otro lado el **tratamiento Mixto** es sin lugar a dudas el tratamiento con mayor incremento de IC entre las cosechas, llegando casi a triplicar su valor medio.



a



b

Figura 8. Índices de Competencia entre las diferentes leguminosas sobre plántulas de *U. europaeus* a. IC total (tallo + raíz) teniendo en cuenta el tiempo de cosecha. b. Diferencias teniendo en cuenta la parte de la planta. Las letras iguales representan grupos homogéneos de acuerdo a la prueba *por hoc* DMS

Tabla 4. Tabla de ANOVA del índice de Competencia total entre las especies leguminosas y las plántulas de *U. europaeus*.

Pruebas de los efectos inter-sujetos					
Fuente	Suma de cuadrados tipo III	gl	Media cuadrática	F	Significación
IC TOTAL					
Tratamiento	0.68	3	0.23	9.90	0.00
Bloque	0.56	3	0.19	8.20	0.01
Tratamiento * Bloque	0.21	9	0.02	0.79	0.63
Cosecha	0.77	1	0.77	26.66	0.00
Tratamiento * Cosecha	0.06	3	0.02	0.64	0.60
Error	0.35	12	0.03		
Total	2.61	31.00			

DISCUSIÓN

Condiciones iniciales del experimento y establecimiento de plántulas

La remoción de la biomasa epígea e hipogea de los adultos de retamo previo al establecimiento de los bloques experimentales constituye una acción de control directo (D'Antonio y Chambers 2006) sobre todas las clases de tamaño de la población de ese parche de dos hectáreas de retamo. Sumado a eso pudo perderse gran cantidad de semillas almacenadas en el suelo por las altas temperaturas del incendio, mayores a 100°C como lo reportan Zabkiewicz & Gaskin 1978 en Nueva Zelanda y por las subsiguientes remociones de plántulas (Ver cap. 2) luego de los disturbios de quema, arado con tractor, rastrillo o extracción con pala que disminuyeron de forma paulatina la fracción de semillas que germinaban.

De acuerdo a lo anterior los resultados presentados aquí son el resultado de la sinergia entre el control de plántulas por remoción y la subsiguiente generación de sombra mediante doseles naturales con las tres especies leguminosas. Sin estas remociones previas, probablemente la capacidad competitiva de *U. europaeus* frente a las especies leguminosas sea mayor. Pero en el caso de este experimento se mantuvo una relación cercana de 1:1 entre el número de plántulas y el número de plantas de leguminosas en cada una de las parcelas experimentales (40 plántulas de retamo vs 36 plantas de la leguminosa en cada parcela), lo que permitió ver claramente el efecto de las leguminosas sobre las plántulas de retamo y eliminar el posible efecto de la competencia intraespecífica de sus plántulas. Adicionalmente, el número de plántulas de retamo dejadas por metro cuadrado se mantuvo similar a la densidad de plántulas de retamo natural debajo de los parches adultos (26-30 años) que reporta Lee *et al.* (1986) en Nueva Zelanda (de 15 a 35 por m²).

El comportamiento de germinación luego de fuego y arado pudo ser similar al encontrado en los cerros orientales de Bogotá con un pico máximo en la producción de plántulas tras los primeros tres meses de 3500 a 5200 plántulas/m² (Ríos 2002), el cual fue disminuyendo paulatinamente con cada remoción trimestral. Ríos (2002) reporta que con frecuencias de tres meses se garantizan

el control del 91.4% de la biomasa de retamo mientras que con extracciones semestrales se llega a un control menor del 75.0%. Con extracciones cada seis meses en un ciclo de cuatro o cinco remociones se puede lograr un cambio en la trayectoria sucesional, disminuyendo la dominancia de retamo en la comunidad (Ríos 2002). En el área experimental las remociones fueron más frecuentes (después de incendio con el arado, luego del arado con el rastrillo y luego del rastrillo con pala) y luego de estas remociones la germinación pudo haber disminuido a valores cercanos a los que reporta Ríos (2002). Además las cuatro remociones de plántulas se hicieron en menos de un semestre, lo que permitió darle una ventaja competitiva a las leguminosas que se sembraron en las parcelas experimentales.

La heterogeneidad del banco de semillas de retamo, reportada en la zona por Zabaleta (2007), se debe principalmente a diferencias en la estructura vertical y horizontal del banco de semillas en el suelo. En el primer caso, la profundidad efectiva de las semillas está en los primeros 5 cm; en el segundo caso, la mayor cantidad de plántulas se encuentra en los sectores centro e intermedio de los parches. El patrón de germinación de retamo observado en éste experimento fue igualmente heterogéneo, lo que hace suponer un comportamiento similar al reportado por Zabaleta (2007), es por eso que el número de plántulas de retamo por parcela debió homogeneizarse a 40 para evitar sesgos en los datos causados por la competencia intraespecífica de plántulas de retamo.

Efectos de los doseles conformados

Bajo las condiciones experimentales los tratamientos fueron exitosos en retrasar el desarrollo de plántulas de retamo, los cuáles bajo sombra, tenían menos recursos para asignar a crecimiento, con respecto a las plántulas en las parcelas control. Se encontró que el comportamiento de las tres leguminosas sembradas con relación a su longitud, tasa de crecimiento y forma es diferente y que repercute en la formación del dosel en características como la altura, área del follaje (la variable medida fue el ancho del follaje) y el porcentaje de claros; las cuales a su vez tienen incidencia en el microclima y ambiente de luz dentro de la parcela.

Estas diferencias están relacionadas con rasgos de historia de vida en las especies usadas, si bien todas tienen un crecimiento rápido que ayuda a generar un dosel cerrado, éste es limitado por el ciclo de vida de las especies. En el caso de *L. bogotensis* los doseles conformados alcanzan un punto máximo de crecimiento tanto en altura como en cobertura mucho antes que *L. mirabilis* y *V. benghalensis*, principalmente porque es la especie con una longevidad menor. En términos de manejo implica que estas parcelas son las primeras a las que se debe reemplazar el dosel por uno de plantas perennes, y potenciar el establecimiento de las semillas que se acumulan en el suelo luego de ser dispersadas. Como a lo largo del experimento fue posible ver la producción de flores, frutos y dispersión barócora de sus semillas sería interesante estudiar su establecimiento en las parcelas experimentales y evaluar su capacidad competitiva con retamos ya establecidos pero frágiles y debilitados por la sombra, es decir, evaluar el efecto a largo plazo.

Al contrario de *L. bogotensis* el ciclo de vida bianual de *L. mirabilis* hace que se presente un crecimiento de sus doseles por más tiempo, lo cual puede repercutir negativamente en el establecimiento de retamo. Entre estas dos especies también hay diferencias en la tasa de crecimiento como se muestra en los resultados; sin embargo, las tasas de crecimiento varían de acuerdo a su edad: inicialmente las plántulas de *L. bogotensis*, fueron las que germinaron y crecieron más rápido (en invernadero), pero así mismo cerca al final de su ciclo de vida disminuye su crecimiento, en cambio *L. mirabilis* germinó más lento en el invernadero, pero una vez sembrada en campo se adaptó muy bien a las nuevas condiciones, teniendo un mayor potencial de crecimiento durante más tiempo, es decir que se prolonga más el poder competitivo.

V. benghalensis también es de ciclo corto, pero tuvo la germinación y crecimiento más rápido en condiciones de invernadero. Fue la especie que se tardó más en adaptarse a las nuevas condiciones de campo retardando su crecimiento y con ello la formación del dosel (observaciones de campo). En el periodo muestreado (de 100 a 160 días) tuvo un incremento en su tasa de crecimiento cercano al de *L. mirabilis* aumentando su poder competitivo, pero no alcanzó a igualar los niveles de competencia de las especies de *Lupinus*. Esta especie inició su floración a los 200 días de sembradas en campo y probablemente sea la segunda en empezar a morir, por lo cual en este tiempo es necesario reemplazar su follaje por doseles de especie perennes. Estas características hacen que *V. benghalensis* sea la especie con el menor efecto competitivo sobre las plántulas de retamo en el periodo muestreado.

Finalmente, aunque las especies usadas tienen ciclos de vida corto, son capaces de conformar bancos de semillas por lo cual pueden volver a establecerse y competir con las plántulas de retamo. De hecho en la zona de estudio, luego de los disturbios de quema y arado se expresaron los bancos de semilla de *L. mirabilis* y de otra especie de *Lupinus* sp. de hábito rastrero.

Los tratamientos con *Lupinus* en donde se produjo un follaje denso en cobertura y espesor, contrastaron con los tratamientos de *V. benghalensis* y el control en cuanto a su efecto sobre las plántulas de retamo. Sin embargo, no se evidenció un efecto negativo sobre la supervivencia de las plántulas durante el periodo de muestreo, pero cinco meses después se observó cómo los tratamientos con *V. benghalensis* son capaces de ahogar y pudrir las plántulas de retamo debajo de su denso colchón de ramas.

Es decir, que los tratamientos retardan el crecimiento haciendo más difícil el establecimiento de estas, pero no afectan su supervivencia a corto plazo. Inicialmente, las plántulas de retamo presentaron una alta supervivencia, pero son más débiles, lo cual tiene implicaciones para su control pues son más fáciles de remover manualmente. Es probable que en las parcelas donde el efecto competitivo sea prolongado en el tiempo (parcelas de *L. mirabilis*) la supervivencia de plántulas disminuya, mientras que en las parcelas senescentes de *L. bogotensis* y *V. benghalensis*, aumente el establecimiento de retamo al recibir más luz a medida que el dosel muere. Un efecto

competitivo prolongado puede hacer que el porcentaje de mortalidad de plántulas aumente ya que con la misma sombra de retamo adulto Ivens (1978), encontró en Nueva Zelanda que las plántulas tienen una sobrevivencia muy baja luego de 20 meses, por lo cual podría esperarse que la sobrevivencia disminuya con el paso del tiempo, si la sombra de las leguminosas sembradas se mantiene o aumenta. Es por eso que para prolongar el efecto competitivo es necesario reemplazar el dosel de leguminosas por especies perennes. Adicionalmente, si se mantiene la competencia por luz, las plántulas de retamo podrían tener dificultades en generar biomasa reproductiva sexual y asexual, es decir que también se estaría retrasando el crecimiento poblacional de esta especie en el sitio experimental.

La capacidad de las parcelas mixtas de inhibir el desarrollo de las plántulas es mucho mayor que el de los otros dos tratamientos con *Lupinus* ya que su poder competitivo se triplica en sólo 60 días. Esto tiene sentido ya que la competencia por luz en esas parcelas la están haciendo tres especies simultáneamente, que además dominan 3 estratos diferentes (bajo, medio y alto), por lo cual la luz que llega cerca al suelo es mucho menor. Por otro lado es la parcela más diversa y compleja ecológicamente. La interacción de esas tres especies más que ser la suma de los efectos individuales podría estar magnificando su poder competitivo sobre retamo. Por último, la combinación de especies con diferente ciclo de vida permite un mayor poder competitivo y durante más tiempo.

Sumado a esto hay que tener en cuenta que del total de luz que llega a las plántulas, sólo es efectiva para la fotosíntesis la que está entre los 400-700nm. Entre menos sea la densidad de fotones en el espectro de 400 a 700 nm menor será el punto de compensación de luz (el punto en el cual la asimilación de CO_2 iguala la cantidad de CO_2 producida en la respiración) y habrá una tasa fotosintética menor (Taiz 1998). Esto implica menos recursos para crecimiento y reproducción, lo cual afecta el desempeño de las plántulas y probablemente su supervivencia a mediano y largo plazo.

Además de la disminución en la cantidad de luz, también se pueden producir cambios en la calidad de luz. La luz fotosintética es absorbida por el dosel de hojas de las leguminosas sembradas, dejando pasar una menor proporción de luz roja y una mayor proporción de luz rojo lejano. Este cambio en la relación de luz rojo/rojo lejano con el incremento de la sombra (natural) es detectado por el fitocromo, que acompañado de una cascada de procesos que ocurren a nivel molecular, repercuten en respuestas morfofisiológicas de evitación de sombra, es decir que las plantas invierten sus recursos en crecer más en longitud para evitar la competencia por luz de las vecinas (Taiz 1998). Este comportamiento es propio de plantas heliófilas como el retamo y de hecho se observó una relación positiva entre el ancho del follaje y el cociente LT/PST de plántulas de retamo, es decir, que a mayor sombra por hojas las plántulas de retamo invierten sus pocos recursos asimilados en aumentar su longitud. Esto se refleja en un cociente LT/PST mayor es decir que necesitan más longitud para completar un gramo de biomasa lo cual las hace más frágiles. De

hecho, las plántulas sometidas a sombra casi no desarrollaban espinas; en cambio cuando el dosel tenía un ancho del follaje menor las plantas tenían tejidos más densos y un mayor crecimiento de nuevas ramas (Imagen 8b). Por tanto, el dosel generado por plantas leguminosas genera plántulas de retamo mucho más débiles que tendrían mayor dificultad en establecerse.

La mejor variable para relacionar la capacidad inhibitoria de los tratamientos es sin lugar a duda el ancho del follaje, el cual presenta una relación positiva con el cociente longitud-biomasa de las plántulas. El modelo matemático que relaciona el ancho del follaje de leguminosas con el cociente longitud total/ps total de plántulas representa la biología de una especie heliófila como el retamo. A su vez pueden darse otros cambios morfofisiológicos descritos anteriormente como tallos más delgados y encorvados; una menor proporción de xilema y esclerénquima; menor cantidad de corpúsculos de clorofila en sus células de empalizada; hojas más delgadas, estrechas y en menor cantidad y un número menor de estomas por unidad de área (Skipper 1922). Es decir que aparte de tener dificultades en el crecimiento, las plántulas pueden ver afectado su transporte de nutrientes.

Por otro lado, es importante aclarar que no es igual la sombra que hace un dosel de hojas verdes, a la sombra artificial de una polisombra, ya que con un dosel de hojas, además de disminuirse la densidad de fotones disponibles para hacer fotosíntesis, se producen cambios en el ambiente de luz R/RL, mientras que bajo un dosel de polisombra no.

Adicionalmente, la ventaja de usar doseles naturales con respecto a otras metodologías como polisombra o plástico, es que estos doseles son dinámicos, crecen y pueden unirse rápidamente (Imagen 9) intensificando su poder inhibitorio: mientras se cierra un dosel alto de *Lupinus* se expande un dosel bajo de *V. benghalensis*.

En experimentos anteriores el uso de sombra artificial afectó el establecimiento de *U. europaeus* (polisombra), encontrándose diferencias con el control después del primer mes. Igualmente, la polisombra aumentó el establecimiento de otras plantas nativas que pueden competir por espacio con las plántulas de retamo (Sánchez y Vargas 2007). No obstante, usando los doseles naturales de *Lupinus spp* y *V. benghalensis* las diferencias en la biomasa de plántulas fueron más notorias y con una menor varianza en los datos con respecto al comportamiento debajo de polisombra (Sánchez & Vargas 2007). Precisamente porque para éste experimento sí se evaluó el efecto sobre la biomasa de 40 plántulas marcadas desde el inicio, eliminando el efecto de la heterogeneidad en la expresión del banco de semillas.

Como se ha mencionado antes, la sombra con estas tres leguminosas sí afecta el desarrollo de las plántulas de retamo. Lo que implica que su poder competitivo se reduce notablemente, la raíz es más débil y no presentan espinas, de seguir la sombra continuamente afectarían el desarrollo de los juveniles y posiblemente la fase adulta ya que no tienen suficientes recursos para invertir en biomasa reproductiva tanto sexual como asexual. De hecho, en la zona se ha observado que la

invasión de retamo disminuye drásticamente al adentrarse en los bosques exóticos de pino y ciprés en donde los niveles de luz también disminuyen (León ver capítulo del presente volumen).

En experimentos anteriores también se habían realizado ensayos para ver el efecto de otras plantas nativas sobre el establecimiento de retamo. Las plantas usadas fueron *Rubus glaucus*, *R. bogotensis*, *P. bogotensis*; sin embargo, no se encontró un efecto sobre el retamo principalmente por las bajas tasas de crecimiento de estas especies (Cárdenas 2004). En cambio, las especies utilizadas en este trabajo, *L. mirabilis*, *L. bogotensis* y *V. benghalensis*, presentaron un crecimiento rápido que favorece su capacidad competitiva frente al retamo, generando una interferencia directa en la captación de luz.

En otros trabajos también se ha encontrado que la competencia de gramíneas de rápido crecimiento como *Lolium perenne* tienen un efecto drástico sobre la supervivencia de plántulas, principalmente por la sombra que producen (Cárdenas, 2004). También se ha encontrado un efecto significativo por competencia de otra leguminosas como *Trifolium repens* (Thompson 1974); sin embargo no se conocía el efecto de leguminosas arbustivas lo cual es una evidencia importante frente a otros estudios que plantean competencia con pastos, principalmente para aumentar la producción de un terreno, más no para restaurar y controlar especies invasoras con el uso de especies nativas.

También se ha estudiado la fertilización en condiciones de campo (Ledgarg 2006), presentándose un efecto significativo de la fertilización con nitrógeno en la emergencia de plántulas de retamo de 37% a 12%, principalmente porque la fertilización promueve con el tiempo el aumento de la cobertura de otras especies que compiten con el retamo. Otros estudios han mostrado que el nitrógeno afecta el desarrollo de plántulas junto con el fósforo, superfósforo y cal. (Thompson 1974, Hartley & Phung 1979 y Popay *et al.* 1990). Sin embargo no se conoce el efecto del nitrógeno aportado por plantas leguminosas. El aporte de nitrógeno realizado por los *Lupinus* puede ser alto considerando las cantidades reportadas para una especie cercana como *Lupinus arboreus* la cuál fija 180kgN/ha⁻¹/año⁻¹ (Palaniappan *et al.* 1979). Igualmente, para esa especie, el aporte de nitrógeno y fósforo es alto gracias a la gran cantidad de hojarasca que produce debajo de sus doseles: 1199 Kg-ha⁻¹ de hojas y 226 Kg-ha⁻¹ de flores. Esta hojarasca puede aportar 2.41 Kg de fósforo entre hojas y flores. Esto implica que hay un potencial en estas especies leguminosas para afectar el desarrollo de plántulas de retamo no sólo por la sombra que generan sino por el aporte de N y P que hacen al suelo.

Aunque no se presentaron diferencias significativas en el porcentaje de nitrógeno entre las diferentes parcelas experimentales con respecto al control faltan más estudios (más prolongados y con otro diseño experimental) para entender si la fertilización que hacen *Lupinus* o *V. benghalensis* tienen un efecto negativo en el desarrollo de retamo. A corto plazo el ancho del follaje parece ser la variable que más explica el comportamiento de las plántulas. Sin embargo, con el paso del tiempo, cuando la cantidad de nitrógeno fijado en el suelo aumente en las parcelas, podría verse el efecto de esta adición de nitrógeno sobre las raíces y nódulos de retamo.

Una menor cantidad de nódulos podría afectar la asimilación de nitrógeno de las plántulas y un menor desarrollo de estas.

El favorecimiento que hace *Lupinus* al suelo puede ser aprovechado por otras plantas una vez los doseles de *Lupinus* empiezan a abrirse por la muerte de los adultos (Morris 1989, Moral & Rozzel 2005). Se ha dicho también que estas condiciones pueden favorecer la invasión de pastos y hierbas exóticos anuales en praderas costeras de California (Maron & Connors 1996). No obstante, una vez el dosel comienza a abrirse, el enriquecimiento del suelo por la fijación de nitrógeno y las mejores condiciones microclimáticas podrían favorecer a especies arbustivas y arbóreas como *Verbersina crassiramea* S.F. Blake (Ávila & Vargas véase capítulo 11, Franco & Vargas véase capítulo 7) *Lepechinia salviifolia* (Kunth) Epling, *Baccharis latifolia* Ruiz & Pav. Pers (León & Vargas véase cap 6), *Hesperomeles goudotiana* Decne. Killip y *Vallea stipularis* L. f. entre otros (Díaz- Espinosa 2004, Díaz-Espinosa *et al.* 2007). Es decir que, para mantener la sombra constante y afectar las plántulas de retamo, debe reemplazarse el dosel por especies perennes para evitar la re-invasión de retamo. Por tanto, para lograr un control exitoso, además de la remoción previa de plántulas y generación de doseles, debe asegurarse la sombra por largo tiempo.

Algunos autores han relacionado a *Lupinus* con sucesiones cíclicas cada 10 años (aproximadamente), dinámica que altera praderas nativas de California (Maron & Jefferies 1999). Sin embargo, el re-establecimiento de *Lupinus* bajo las condiciones de Chisacá favorecería la colonización de otras especies arbustivas deseadas, siempre y cuando haya un manejo adecuado de los doseles y control en el desempeño de las especies arbustivas (Luken 1990). Con ello la sucesión podría de nuevo re-direccionarse hacia una cobertura de especies arbustivas perennes, que reemplazaría la cobertura de especies arbustivas de ciclo corto. Por otro lado, debe evitarse que el control de una especie invasora se convierta en la siembra de un monocultivo de una especie nativa, que si bien mejora las condiciones iniciales para especies arbóreas, debe controlarse para evitar sucesiones cíclicas. Es por eso que se deben hacer reintroducciones de especies nativas mediante siembra de plántulas, estacas o aumentando la presión de propágulos mediante perchas.

El sitio debe mantenerse a salvo de disturbios como quemas y pastoreo mediante el control con corta-fuegos permanentes y la exclusión del ganado para permitir un adecuado establecimiento de las especies nativas. Una quema en el sitio, podría llevar a expresar de nuevo el banco de semillas de retamo espinoso, desviando de nuevo la trayectoria sucesional. Es por esto que las acciones de manejo no terminan con la remoción del retamo sino que deben continuarse mediante el enriquecimiento con otras especies arbustivas que han dado buenos resultados en el sitio como *V. crassiramea* (Franco & Vargas véase capítulo 7) y *L. Salviifolia*. (León & Vargas véase capítulo 6). A su vez, debe investigarse otras especies que puedan ser usadas en estos sitios

afectados principalmente por heladas (Díaz-Espinosa 2007), la ventaja de las especies usadas en este experimento es precisamente su tolerancia a estas heladas.

Finalmente, este trabajo es el primer caso en Colombia que reporta el éxito en el establecimiento de especies arbustivas nativas y su control en las fases iniciales del establecimiento de retamo. En Estados Unidos se implementó un plan de manejo con árboles como pinos para controlar el desarrollo de retamo; sin embargo, el establecimiento no fue tan exitoso como se esperaba (Hermann & Newton 1968). Una vez conformado este dosel puede llegar a ser bastante “efectivo” como se ha visto en la región de Chisacá en donde las plantas de retamo en las plantaciones forestales exóticas de los predios del Acueducto no son tan densas, sin embargo son pirófilas, así que lo importante es llegar a generar doseles que no sean pirófilos, ya que con una pequeña quema puede de nuevo destaparse el banco de semillas de retamo y re-invasión el área manejada con tanto esfuerzo.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

- Los tratamientos de siembra con leguminosas nativas fueron exitosos en inhibir el crecimiento de plántulas de retamo.
- Los tratamientos con las dos especies de *Lupinus* y mixto tienen un efecto negativo similar sobre las plántulas de retamo y diferente del tratamiento con *V. benghalensis* y control.
- Ésta inhibición puede ser medida en términos de la biomasa promedio de plántulas de retamo, su relación L/PS y área fotosintética.
- Es mayor la capacidad inhibitoria de las parcelas mixtas ya que tiene la arquitectura del follaje más compleja con un estrato bajo, medio y alto
- La variable que se relaciona mejor matemáticamente con el cociente LT/PS es el ancho del follaje lo que demuestra el carácter heliófilo del retamo
- Los doseles naturales proporcionados con estas leguminosas tienen ventajas y desventajas frente a la polisombra, en primer lugar además de disminuir la cantidad de luz, cambia la calidad de luz (R/RL), adicionalmente los doseles crecen y pueden unirse unos con otros amplificando el efecto inhibitorio sobre el retamo. Pero tiene la desventaja de que estos doseles van a extinguirse por el ciclo corto de las especies leguminosas, así que deben reemplazarse con el tiempo por plantas perennes que se vean favorecidas por la adición de nitrógeno que hacen las leguminosas al suelo.
- Este es el primer caso exitoso de competencia entre plantas nativas y retamo en Colombia y pueden ser especies recomendadas para otras acciones iniciales de control de retamo, teniendo en cuenta que es necesario a su vez hacer remociones periódicas de las plántulas para darle una ventaja competitiva a las especies nativas.

- Para lograr la restauración del sitio debe evitarse las sucesiones cíclicas con *Lupinus*, esto se logra enriqueciendo con especies nativas.
- Para evitar que se destape el banco de semillas deben realizarse cortafuegos en el área restaurada.
- Es necesario realizar un monitoreo de las acciones de control a corto, mediano y largo plazo y evaluar si las metas de restauración se están cumpliendo.
- El control de esta especie invasora es bastante costoso cerca de 35 millones por Ha, así que es necesario el compromiso de instituciones como la SDA, JBB, EAAB, en conjunto con las universidades para que las acciones de control implementadas tengan fundamentos científicos de peso y evitar la pérdida de inversiones.

AGRADECIMIENTOS

A la Fundación Alejandro Ángel Escobar por su apoyo con la beca Colombia Biodiversa. A la División de Investigaciones de la Universidad Nacional DIB por su apoyo financiero. A la Secretaría Distrital de Ambiente en especial a Sandra Montoya y Andrés Ramírez por el apoyo logístico y financiero al grupo de restauración ecológica. A la Empresa de Acueducto en especial a Carlos Bello por el préstamo del invernadero, la casa y los terrenos para experimentación. A mi director de tesis Orlando Vargas Ríos y los jurados Argenis Bonilla, Olga Montenegro y Orlando Rivera por sus valiosas correcciones y sugerencias al documento. Al profesor Roberto Lindig de la UNAM por sus valiosos aportes al documento. A los profesores del Departamento de Biología de la Universidad Nacional de Colombia, Luz Marina Melgarejo y Gabriel Guillot por el préstamo de los laboratorios de investigación. A la SDA y UT Rastrojo a Escala Humana- Insat por facilitarme las imágenes de satélite del área de estudio y a Hernán Serrano por facilitarme los mapas. A mis auxiliares de campo y laboratorio Alix Espinosa (mamá), Ricardo Díaz (hermano), Andrea Castrillón, Francisco Martínez, Ledy Trujillo, Francisco Fajardo, Glencora Wolffhugel, Jairo Solorza. A mis amigas y amigos del Grupo de Restauración Ecológica por su apoyo académico y logístico. A la comunidad de la Vereda el Hato, en especial la Familia Vela por su valiosa ayuda en campo. A los guardabosques de la Empresa de Acueducto.



Anexo 1

Pruebas de los efectos inter-sujetos					
Fuente	Suma de cuadrados tipo III	gl	Media cuadrática	F	Significación
Raíz cuadrada de cobertura del dosel					
Tratamiento	10,19	4,00	2,55	22,67	0,00
Bloque	1,08	3,00	0,36	3,19	0,06
Tratamiento * Bloque	1,35	12,00	0,11	1,54	0,21
Cosecha	7,32	1,00	7,32	99,94	0,00
Tratamiento * Cosecha	0,60	4,00	0,15	2,03	0,14
Error	1,10	15,00	0,07		
Total	21,62	39,00			
Altura promedio del dosel					
Tratamiento	3,80	4,00	0,95	38,44	0,00
Bloque	0,11	3,00	0,04	1,43	0,28
Tratamiento * Bloque	0,30	12,00	0,02	2,90	0,03
Cosecha	0,49	1,00	0,49	57,23	0,00
Tratamiento * Cosecha	0,15	4,00	0,04	4,35	0,02
Error	0,13	15,00	0,01		
Total	4,97	39,00			
Ancho de follaje promedio del dosel					
Tratamiento	3,05	4,00	0,76	65,58	0,00
Bloque	0,11	3,00	0,04	3,15	0,06
Tratamiento * Bloque	0,14	12,00	0,01	1,43	0,25
Cosecha	0,36	1,00	0,36	44,37	0,00
Tratamiento * Cosecha	0,10	4,00	0,02	2,93	0,06
Error	0,12	15,00	0,01		
Total	3,87	39,00			
a MS(Bloque)					
b MS(Tratamiento * Bloque)					
c MS(Error)					

S-R-H % de Claros en el dosel	SS	gl	H
Tratamiento	13,67012195	4	<0.001
Cosecha	10,53658537	1	<0.001
Tratamiento * Cosecha	1,373780488	4	
Error		30	
Total		39	

Pruebas de los efectos inter-sujetos					
Fuente	Suma de cuadrados tipo III	gl	Media cuadrática	F	Significación
Longitud total/peso seco total					
Tratamiento	26529,573	4,000	6632,393	25,987	0,000
Bloque	4589,054	3,000	1529,685	5,994	0,010
Tratamiento * Bloque	3062,665	12,000	255,222	0,467	0,905
Cosecha	20602,768	1,000	20602,768	37,669	0,000

Pruebas de los efectos inter-sujetos					
Fuente	Suma de cuadrados tipo III	gl	Media cuadrática	F	Significación
Error	8204,042	15,000	546,936		
Total	68222,973	39,000			
(Ltallo/pstallo)^3					
Tratamiento	1,08E+12	4,000	2,70E+11	14,499	0,000
Bloque	1,08E+11	3,000	3,60E+10	1,936	0,178
Tratamiento * Bloque	2,23E+11	12,000	1,86E+10	0,769	0,673
Cosecha	1,16E+10	1,000	1,16E+10	0,479	0,500
Tratamiento * Cosecha	4,70E+11	4,000	1,17E+11	4,855	0,010
Error	3,63E+11	15,000	2,42E+10		
Total	2,25E+12	39,000			
Lraiz/psraiz					
Tratamiento	117872,378	4,000	29468,095	17,383	0,000
Bloque	18673,164	3,000	6224,388	3,672	0,044
Tratamiento * Bloque	20342,609	12,000	1695,217	0,464	0,907
Cosecha	95395,409	1,000	95395,409	26,126	0,000
Tratamiento * Cosecha	27059,576	4,000	6764,894	1,853	0,171
Error	0,122	15,000	0,008		
Total	279343,258	39,000			
Log10((1/psstallo)+1)					
Tratamiento	0,547	4,000	0,137	16,504	0,000
Bloque	0,255	3,000	0,085	10,238	0,001
Tratamiento * Bloque	0,099	12,000	0,008	0,917	0,554
Cosecha	2,076	1,000	2,076	229,636	0,000
Tratamiento * Cosecha	0,096	4,000	0,024	2,659	0,074
Error	0,136	15,000	0,009		
Total	3,209	39,000			
Log10((1/psstallo)+1)					
Tratamiento	0,627	4,000	0,157	13,868	0,000
Bloque	0,318	3,000	0,106	9,383	0,002
Tratamiento * Bloque	0,136	12,000	0,011	0,944	0,533
Cosecha	2,676	1,000	2,676	223,695	0,000
Tratamiento * Cosecha	0,109	4,000	0,027	2,267	0,110
Error	0,179	15,000	0,012		
Total	4,045	39,000			
1/raiz cuadrada (psraiz)					
Tratamiento	22,138	4,000	5,535	21,278	0,000
Bloque	6,484	3,000	2,161	8,309	0,003
Tratamiento * Bloque	3,121	12,000	0,260	0,445	0,918
Cosecha	37,135	1,000	37,135	63,516	0,000
Tratamiento * Cosecha	4,490	4,000	1,123	1,920	0,159
Error	0,122	15,000	0,008		
Total	73,490	39,000			
a MS(Bloque)					
b MS(Tratamiento * Bloque)					
c MS(Error)					

6.

Sombreado artificial y natural en el control y restauración ecológica de áreas invadidas por *Ulex europaeus* (retamo espinoso)

Olga Adriana León / Orlando Vargas Ríos

RESUMEN

Se evaluó el efecto del sombreado sobre el desarrollo de plántulas de *Ulex europaeus* (retamo espinoso), teniendo en cuenta las variaciones de luz, humedad y temperatura que se producen bajo la presencia de plástico (negro y transparente), polisombra y doseles naturales generados con una especie arbórea (*Lepechinia salviifolia*) y una arbustiva (*Baccharis latifolia*). Se presentaron diferencias significativas entre los tratamientos y en los tiempos de muestreo en el número y tamaño de las plántulas de retamo espinoso; los mayores valores promedio en la densidad se presentaron en los métodos naturales - *B. latifolia*, *L. salviifolia* y control- (10 plántulas/m², 12 plántulas/ m² y 14 plántulas/ m² respectivamente), mientras el menor número se encontró en los métodos artificiales - Polisombra y plástico negro y transparente – (9 plántulas/ m², 7 plántulas/ m² y 7 plántulas / m² respectivamente). El tamaño promedio de las plántulas entre tratamientos se distribuyó así: plástico negro (5,5 ± 2 cm), *L. salviifolia* (6,5 ± 3 cm), polisombra (6,9 ± 3,2 cm), plástico transparente (7,7 ± 3,6 cm), *B. latifolia* (7,7 ± 4 cm) y control (8 ± 3,4 cm). Aunque las relaciones con los factores abióticos no fueron significativas debido posiblemente al corto periodo de muestreo, fue posible establecer algunos efectos de la luz y las variaciones de temperatura y humedad sobre las plántulas de retamo espinoso.

PALABRAS CLAVE

Ulex europaeus,
bancos de semillas,
sombreado,
restauración.

INTRODUCCIÓN

En Colombia una de las diez especies invasoras con mayor impacto es *Ulex europaeus*, conocida comúnmente como retamo espinoso (Calderón Sáenz

2003), cuando esta especie invade un ecosistema: desplaza o lleva a la extinción de las especies nativas, modifica los suelos, fragmenta las áreas naturales, homogeniza los ecosistemas, modifica las relaciones existentes entre los componentes del ecosistema, altera la circulación de nutrientes y agua afectando los servicios ambientales, aumenta la frecuencia de fuegos dentro de los ecosistemas transformando el régimen de disturbios y causa la pérdida de espacios productivos, recreativos y de conservación.

Una vez se establece, forma densos e impenetrables parches muy difíciles de erradicar, no solo porque posee espinas que dificultan su manejo, sino por su gran capacidad de rebrote a partir tallos y raíces, y la alta viabilidad de sus bancos de semillas hace que las poblaciones persistan durante mucho tiempo; puede destruir ecosistemas enteros, disminuir las pasturas para el ganado y aumentar el riesgo de fuego en hábitat nativos y áreas urbanas (Rees & Hill 2001).

En infestaciones plenamente establecidas, solo la eliminación del banco de semillas y los rebrotes vegetativos garantizan la eliminación real de los propágulos de la especie invasora en el área. La expresión de un banco plantular constituye el estado mas vulnerable para el control de estas especies (Ríos 2005); generalmente la reducción del banco de semillas se realiza por medio de estímulos a la expresión y el posterior control de las plántulas (Zabaleta 2007).

Millener (1961) se refiere a esta especie como altamente variable y de gran plasticidad genética en respuesta al ambiente; e identifica factores como la temperatura, la humedad en el ambiente, las variaciones en las condiciones del suelo (especialmente del N), y la luz, entre otros, como agentes influyentes en la etapa de crecimiento de las plántulas; aunque en ocasiones esta influencia se observa en circunstancias especiales o en largos periodos de tiempo.

Existen varios estudios referentes a estos factores abióticos como agentes que influyen sobre la germinación de las semillas y posterior establecimiento de las plántulas; en primer lugar, Valladares *et al.* (2003) categorizan a *U. europaeus* como una especie tolerante a la sombra en la fase plantular, en experimentos de laboratorio reportan un 100% de sobrevivencia de las plántulas de *Ulex europaeus* en total exposición y sombra moderada, mientras que bajo sombra total la sobrevivencia es de 74% (un porcentaje bastante alto al compararlo con otras especies), esta gran tolerancia a la sombra se debe a que en su hábitat natural esta especie forma densos doseles y presenta una gran acumulación de biomasa y necromasa, permitiendo que solo un 5% de la luz penetre en el suelo, lo cual permite que las plántulas se desarrollen a bajos porcentajes de luz. En experimentos realizados con semillas de *Ulex parviflorus* en tres localidades de España, Baeza (2001) confirma que este género no presenta requerimientos de luz para germinar, ya que mostraron germinaciones similares en total oscuridad o bajo un fotoperíodo alternativo de luz y oscuridad.

Rolston & Sineiro (1974, en Cárdenas 2004), también afirman que las semillas de *U. europaeus* no requieren de luz para germinar; sin embargo, las plántulas dependen de la disponibilidad de luz para un mejor desarrollo; en condiciones de poca luz forman menos espinas, estas son

menos coriáceas y se inhiben la maduración y la formación de flores (Rees & Hill 2001, Cárdenas 2004); Ríos (2005) coincide en que el sombrío genera plántulas poco ramificadas, disminuye la producción de espinas y la dureza de las mismas, también se disminuye la tasa de crecimiento y su capacidad de generar matorrales densos con bastante habilidad competitiva, lo que favorece el proceso de control al facilitar el manejo directo.

Según Ballini (1992, en Baeza 2001) los factores mas influyentes durante la maduración de las plántulas de *Ulex* son la temperatura y la humedad relativa. Las variaciones en temperatura pueden ser causantes de efectos positivos o negativos sobre la germinación, ya sea disminuyendo su viabilidad o acelerando la germinación y así facilitando el agotamiento del banco de semillas; Cárdenas (2004) demostró que la viabilidad de las semillas disminuye con temperaturas por debajo de los 7° C o por encima de los 25° C, mientras que en un rango entre 60 - 120°C se rompe la dormancia por eliminación de la cubierta seminal y se estimula la germinación; esto también es descrito en algunos trabajos en los que se demuestra que el aumento de la temperatura actúa como estímulo para la germinación, por ejemplo el aumento de la germinación después del fuego; sin embargo, otros autores se refieren al aumento de la temperatura con un efecto devastador para las semillas (véase Baeza 2001).

Por tanto, estos factores abióticos como temperatura, luz, humedad y nutrientes, entre otros son vitales en el establecimiento y desarrollo del retamo espinoso. De acuerdo con lo anterior, si se logra afectar el establecimiento y desarrollo de esta especie invasora en estado de semillas y plántulas mediante variaciones de estos factores, podría pensarse en una reducción o eliminación de futuros propágulos y de esta forma lograr cambios en la trayectoria sucesional de las áreas afectadas.

Existen varias técnicas que han sido utilizadas con este fin, en grandes áreas invadidas, tratamientos como el despeje mecánico (roce) y/o quema controlada modifican las condiciones ambientales en sus características de humedad, luz, temperatura y disponibilidad de nutrientes, lo que puede generar una respuesta variada tanto en la germinación como en el establecimiento de las plántulas (Baeza 2001).

En escalas de trabajo más pequeñas, Sánchez-Tapia & Vargas (2007) determinaron que el uso de polisombra mantiene una temperatura baja y relativamente constante y una humedad relativa alta, lo cual puede limitar el establecimiento de las plántulas de retamo espinoso al interferir con las señales necesarias para que las semillas rompan la dormancia y germinen. Según Díaz – Espinosa & Vargas (Capítulo 5, presente volumen), la creación de doseles naturales con especies de rápido crecimiento interfieren en el desarrollo de las plántulas de retamo espinoso.

Teniendo en cuenta lo anterior, el presente experimento busca generar cambios en las condiciones ambientales de un área invadida por retamo espinoso, mediante el uso de sombreado artificial y natural, con el fin de producir efectos sobre el banco de semillas y plántulas presente en el suelo, siendo estas etapas determinantes en el proceso de restauración de áreas invadidas,

ya que el entendimiento de sus dinámicas permite interpretar el papel de las especies dentro de las comunidades, y diseñar estrategias de control; además el agotamiento del banco de semillas permite aumentar la efectividad de otras técnicas (Hill *et al.* 2001).

MATERIALES Y MÉTODOS

Preparación del terreno

En un área invadida por *U. europaeus* hace mas de treinta años con individuos de 2 - 3 metros de altura y gran acumulación de necromasa al interior del parche, se llevó a cabo la preparación del terreno por medio de diferentes disturbios, según la metodología planteada por Vargas *et al.* (2007) (véase capítulo 2 en el presente volumen).

En esta zona se llevó a cabo una quema controlada, siendo el método mas importante para remover el retamo y reducir el número de semillas en el banco de semillas (Rees & Hill 2001), posteriormente se realizó el corte manual de los troncos quemados y finalmente se aró con tractor para remover raíces y tocones remanentes con el fin de evitar futuros rebrotes, y evitar la reproducción asexual de los individuos (Imagen 1). Finalmente se emparejó el terreno con azadón y rastrillo, y se inició el montaje de los tratamientos. Sánchez – Tapia & Vargas (2007), determinaron que el efecto combinado de estas tres técnicas (quema, remoción manual y arado) limitan el establecimiento temprano de *U. europaeus*, presentándose menores densidades de plántulas que al realizar cada una por separado.

Diseño experimental

Posterior a la preparación del terreno (véase capítulo 2 en el presente volumen), es decir hacia el mes de mayo se implementaron tratamientos a pequeña escala, incorporando la utilización de elementos como plástico (negro y transparente), en un técnica denominada solarización, la cuál busca aumentar la temperatura en el suelo, para lograr un aumento en la germinación o el incremento de la mortalidad de plántulas y semillas (Tu *et al.* 2001); también se utilizó polisombra, como mecanismo que mantiene una humedad relativa alta y disminuye la cantidad de luz que reciben las plántulas, limitando su crecimiento (Sánchez-Tapia & Vargas 2007); por último se recurrió a la creación de doseles naturales con *B. latifolia* y *L. salviifolia* como una técnica que puede limitar el crecimiento de las plántulas de *Ulex*, y que a largo plazo resulta menos costosa y contribuye al enriquecimiento de estas áreas; adicionalmente, se utilizó la remoción manual periódica de plántulas como parte del control en la etapa más vulnerable de la especie. Según Ríos (2002) esta es una técnica eficaz para agotar el banco de semillas; con remociones trimestrales se garantiza el control del 91.4% de la biomasa de retamo, mientras que con extracciones semestrales se llega a un control menor del 75%.

Como parte del diseño experimental se delimitaron 30 parcelas de 5x5 m con corredores de 1.5 m entre cada una (Imagen 2), posteriormente se dispusieron al azar los 6 tratamientos con cinco repeticiones cada uno, estos tratamientos son:

1. Método artificial de sombreado - plástico negro, plástico transparente, polisombra
2. Método natural de sombreado - *L. salviifolia*, *Baccharis latifolia*, Control
3. Control

El plástico negro y el plástico transparente de calibre 6 se perforaron previamente con el fin de permitir la entrada de agua al suelo; la malla polisombra que se utilizó posee una densidad del 85%.

Las plántulas de las especies utilizadas en la formación de doseles se plantaron a diferentes distancias teniendo en cuenta sus hábitos arbustivo y arboreo, pero en los dos casos a altas densidades con el fin de generar doseles rápidamente, los individuos de *B. latifolia* (Chilco) se plantaron a densidades de 75 cm entre ellos, para un total de 49 individuos por parcela y 245 individuos en el experimento; los individuos de *L. salviifolia* (Salvio) se plantaron a 1 m entre ellos, para un total de 22 individuos por parcela y 110 individuos en el experimento.

Adicionalmente en cada una de las parcelas se demarcó con cuerda un área efectiva de 4x4 para disminuir el efecto de los bordes, la cual se dividió en metros cuadrados para un total de 16 m² de área efectiva (Fig. 1a y 1b).

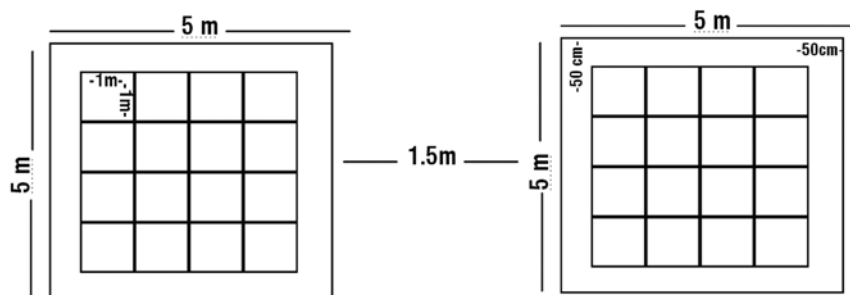


Figura 1a. División de parcelas experimentales para conteo de plántulas de retamo espinoso

Toma de datos

Dos meses después de las siembras y del montaje de las parcelas inició la toma de datos (julio 2008), tiempo en el cual ya se presentaban plántulas de retamo dentro de las parcelas, a partir de este momento y bimensualmente durante 6 meses (julio – diciembre 2008) se realizó el conteo, remoción y medición de las plántulas en cada una de las subparcelas de 1x1 m², es decir tres muestreos en total; las plántulas se contaron y retiraron desde la raíz con un rastrillo pequeño; posteriormente se registró la longitud total de cada una de ellas (tallo y raíz) utilizando un calibrador (Imagen 4).

Los individuos de otras especies que se expresaban en las parcelas se retiraron también con el fin de evitar un “enmascaramiento” de los individuos de retamo. Adicionalmente, los individuos

circundantes a las parcelas (corredores) eran removidos para evitar su colonización dentro de las parcelas.

Los factores abióticos registrados fueron la intensidad de luz (Light meter 840020), la humedad relativa y la temperatura (termohigrómetro 8711), estas mediciones se realizaron durante los días de muestreo de las plántulas siempre hacia el medio día.

En las parcelas con *B. latifolia* y *L. salviifolia* se calculó la cobertura de la copa de los individuos plantados, considerada como el diámetro de la copa en centímetros de la planta, mediante la fórmula:

$$C = \frac{1}{2}(D_1 \times D_2)$$

Donde D_1 corresponde al diámetro mayor y D_2 al diámetro menor.

Análisis de datos

Los datos de número y tamaño de las plántulas de retamo espinoso en cada tratamiento presentaron distribuciones normales, por lo tanto las diferencias estadísticas entre los tratamientos y en cada uno de los tiempos de muestreo se establecieron por medio de ANOVA de una vía; estos análisis se hicieron por medio del programa SAS.

Se calculó la tasa de crecimiento para la cobertura de la copa de *B. latifolia* y *L. salviifolia* con la formula propuesta por Álvarez-Aquino *et al.* (2004), la cuál se presenta en porcentaje de cobertura en la parcela:

$$TCR = \frac{(\ln M_t - \ln M_{t-1})}{t}$$

Para determinar relaciones entre el aumento de la cobertura de los doseles naturales con el número y tamaño de las plántulas de retamo espinoso se realizó una correlación lineal en el programa PAST.

Se realizó un Análisis de Componentes Principales con el cual se determinó la relación entre los tratamientos y los factores abióticos (luz, temperatura y humedad relativa), para esto se utilizó PAST.

Se correlacionaron las variables propias de las plántulas de retamo espinoso (tamaño y número), y las variables ambientales registradas en las parcelas.

RESULTADOS

Relación tratamientos - factores abióticos

Al relacionar los tratamientos con las variables ambientales presentes en las parcelas por medio de un Análisis de Componentes Principales (PCA), se encontró que el componente 1 (Luz) explica el 99.9%, el componente 2 (humedad relativa) explica el 0.03% y el componente 3 (Temperatura) explica el 0.01% de los datos (Fig. 2).

De acuerdo con estos resultados, los tratamientos plástico negro y polisombra se ubican en la parte izquierda de la gráfica, es decir con los menores valores de luz, mientras que el plástico transparente

y *B. latifolia* se ubican en la zona con mayor cantidad de luz. Por su parte, los tratamientos control y *L. salviifolia* se ubican en la parte inferior, indicando baja humedad relativa, siendo estos dos tratamientos más influenciados por esta variable.

A pesar que las correlaciones entre las variables abióticas no fueron significativas; entre luz y temperatura ($r=0.4283$); para temperatura y humedad relativa ($r= -0.3234$); y para luz y humedad relativa ($r= -0.1477$), se observa una tendencia en los tratamientos relacionados con estas variables, cuando se presenta una mayor entrada de luz, la temperatura tiende a aumentar y a la vez la humedad relativa disminuye.

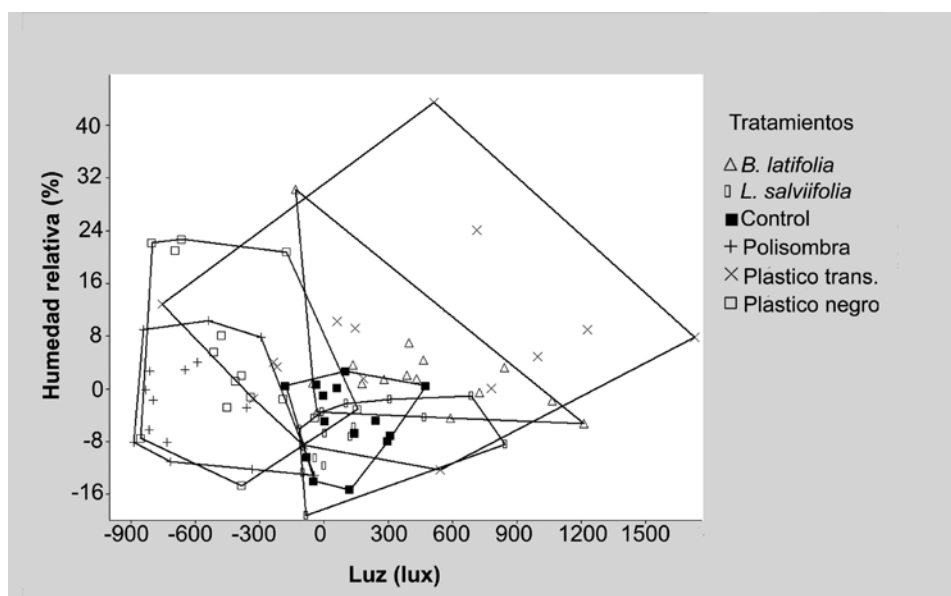


Figura 2. Análisis de Componentes Principales entre los tratamientos y factores abióticos

Así, tal como se observa en las figuras 6a, 6b y 6c, los tratamientos control, *L. salviifolia* y *B. latifolia* tienden a ubicarse en los sectores que presentan mayor entrada de luz, generando mayor temperatura y bajos valores de humedad relativa, no obstante en las parcelas con *B. latifolia* la temperatura y la humedad relativa varían ampliamente, esto debido probablemente al incremento de la cobertura de las copas, que con el tiempo forman doseles cada vez mas cerrados. Por su parte, los tratamientos polisombra y plástico negro presentan menor entrada de luz, lo que a su vez implica altas variaciones en la temperatura y la humedad relativa de estos tratamientos. El tratamiento con plástico transparente presenta amplias variaciones en las tres variables.

Densidad de plántulas

Se presentaron diferencias significativas en la densidad de plántulas de retamo germinadas en los tres tiempos (**Tiempo 1:** $F=10.31$; $P<.0001$; $gl=6$. **Tiempo 2:** $F= 5.04$; $P<.0001$; $gl=6$. **Tiempo 3:** $F= 11.67$; $P<.0001$; $gl=6$). Para todos los tratamientos el mayor número de plántulas se presentó en el tiempo 1, disminuyó notablemente en el tiempo 2 en todos los tratamientos, y durante el

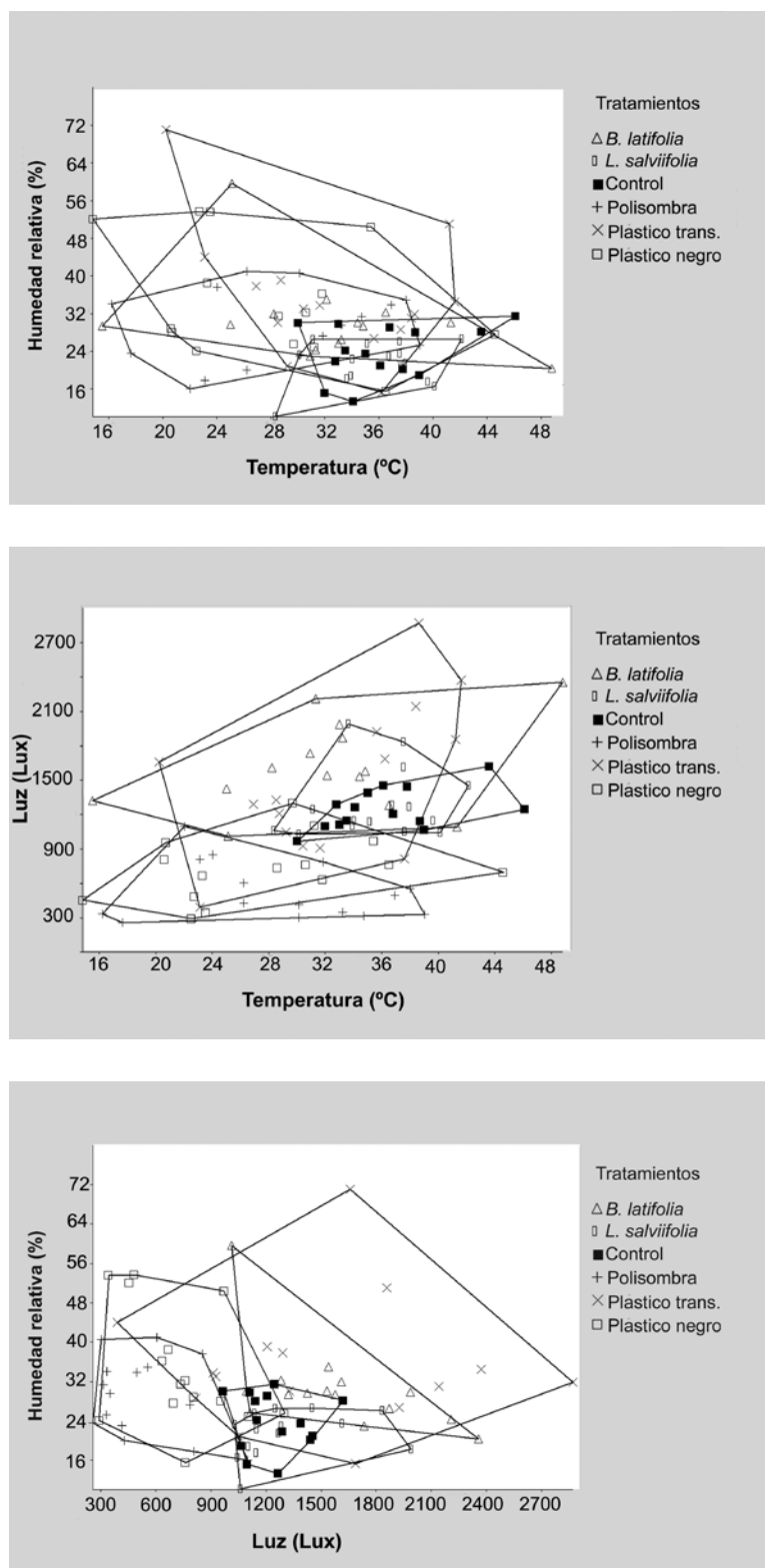


Figura 3. a. Correlación temperatura – humedad de los tratamientos b. Correlación temperatura – luz de los tratamientos c. Correlación luz – humedad de los tratamientos



a



b



c



d

Imagen 1. Preparación del terreno. a. Área invadida por retamo espinoso antes del tratamiento b. Quema controlada c. Corte manual d. Arado con tractor



a



b



c



d

Imagen 2. a. Ubicación de parcelas dentro del área despejada b. montaje de plásticos c. d. vista de parcelas con plantación de arbustos y árboles



Imagen 3b. División en subparcelas bajo el tratamiento de plástico negro



Imagen 4. a. Recolección de plántulas en una parcela con *L. salviifolia*.

tiempo 3 se incrementó en los tratamientos *B. latifolia*, *L. salviifolia* y control, mientras en los tratamientos de sombreado artificial (plástico negro, plástico transparente y polisombra) continúan disminuyendo (Fig. 4a y 4b).

De igual forma, se hallaron diferencias estadísticas en la densidad de plántulas de retamo entre los tratamientos en los tres tiempos (Tiempo 1: $F=14.39$; $P<.0001$; $gl=10$. Tiempo 2: $F= 9.30$; $P<.0001$; $gl=10$. Tiempo 3: $F= 11.04$; $P<.0001$; $gl=10$). Durante el tiempo 1 el mayor número de plántulas se presentó en el control, seguido por los tratamientos polisombra, *B. latifolia* y *L. salviifolia*, mientras que el plástico negro y el plástico transparente registraron el menor número de plántulas; para el tiempo 2, el mayor número de plántulas se encontró en los tratamientos *L. salviifolia*, control, y *B. latifolia*, mientras la menor cantidad se observó en polisombra, plásticos transparente y negro ; en el tiempo 3 el comportamiento fue el mismo que en el tiempo 2.

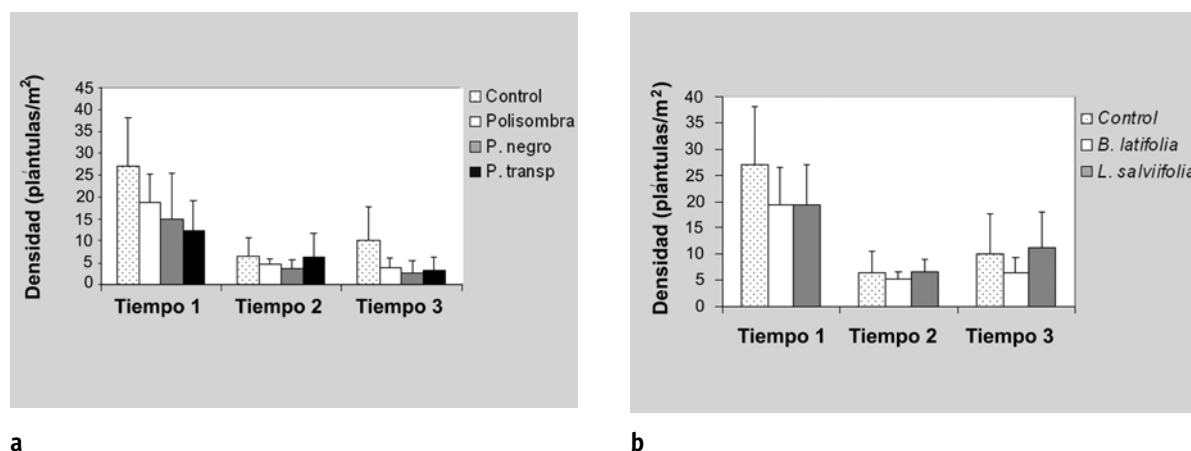


Figura 4. a. Número promedio de plántulas en los tratamientos de sombreado artificial para los tres tiempos de muestreo b. Número promedio de plántulas en los tratamientos de sombreado natural para los tres tiempos de muestreo

En general el tratamiento control presentó el mayor número de plántulas en todos los tiempos y con respecto a los demás tratamientos; es importante anotar que los tratamientos de sombreado artificial presentaron una disminución en la densidad de las plántulas con el tiempo, mientras en los métodos de sombreado natural incluido el control se observó un aumento en el último muestreo.

No se encontraron correlaciones significativas entre la densidad de las plántulas y las variables ambientales.

Tamaño de las plántulas

Se presentaron diferencias significativas en el tamaño de las plántulas en los tres tiempos de muestreo para todos los tratamientos (Tiempo 1: $F=68.84$; $P<.0001$; $gl=6$. Tiempo 2: $F= 20.32$; $P<.0001$; $gl=6$. Tiempo 3: $F= 7.61$; $P<.0001$; $gl=6$); en la figura 8 se observa que el tamaño de las plántulas aumenta en cada uno de los tiempos para todos los tratamientos, durante el tiempo 1 las plántulas de mayor tamaño se presentan en los tratamientos control, *B. latifolia* y

plástico transparente, mientras que los menores se encuentran en los tratamientos *L. salviifolia*, plástico negro y polisombra; en el tiempo 2, a pesar que los tamaños promedio de las plántulas es mayor que en el tiempo 1, las plántulas más grandes continúan encontrándose en los tratamientos control, *B. latifolia* y plástico transparente, y nuevamente las de menor tamaño se localizan en los tratamientos *L. salviifolia*, plástico negro y polisombra; finalmente, en el tiempo 3 el tamaño promedio de las plántulas para todos los tratamientos se incrementa, pero esta vez las más grandes corresponden a los tratamientos polisombra, plástico transparente, control y *B. latifolia*, mientras que las de menor tamaño se ubican bajo plástico negro y *L. salviifolia*

Al comparar los tratamientos entre si se presentaron diferencias significativas entre estos en los tres tiempos de muestreo (Tiempo 1: $F=71.81$; $P<.0001$; $DF=10$. Tiempo 2: $F= 20.82$; $P<.0001$; $DF=10$. Tiempo 3: $F= 5.35$; $P<.0001$; $DF=10$); las plántulas de mayor tamaño en general se encuentran en los tratamientos control, plástico transparente y *B. latifolia*, mientras las más pequeñas corresponden a los tratamientos de plástico negro, *L. salviifolia* y polisombra.

No se encontraron correlaciones significativas entre las variables ambientales y el tamaño de las plántulas, ni entre el tamaño y la densidad de las plántulas.

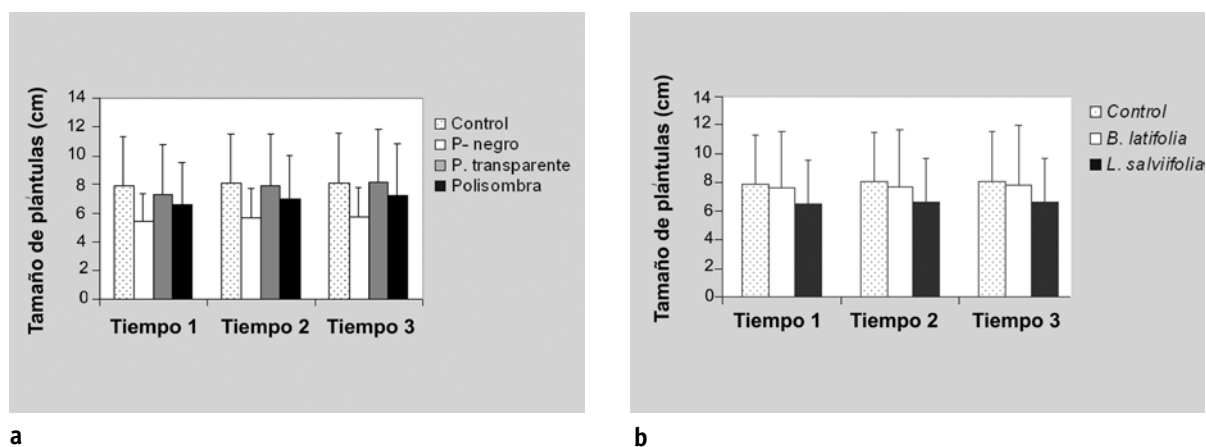


Figura 5. a. Tamaño promedio de las plántulas de retamo espinoso en los tratamientos de sombreado artificial para los tres tiempos de muestreo b. Tamaño promedio de las plántulas de retamo espinoso en los tratamientos de sombreado natural para los tres tiempos de muestreo

Relación plántulas – doseles naturales

Dado a que a diferencia de las parcelas con sombreado artificial (plástico negro y polisombra), las parcelas con sombreado natural (*B. latifolia* y *L. salviifolia*) presentan una variación en el tiempo debido al crecimiento de los individuos y por ende de sus copas, se evaluó el efecto del aumento en el porcentaje de la cobertura de estas especies dentro de las parcelas sobre la densidad y el tamaño de las plántulas de retamo que germinaron al interior de las parcelas.

En la figura 9 se observa que a pesar del incremento en la cobertura de los individuos de *B. latifolia* y *L. salviifolia*, el tamaño de las plántulas de retamo espinoso no disminuye, por el contrario,

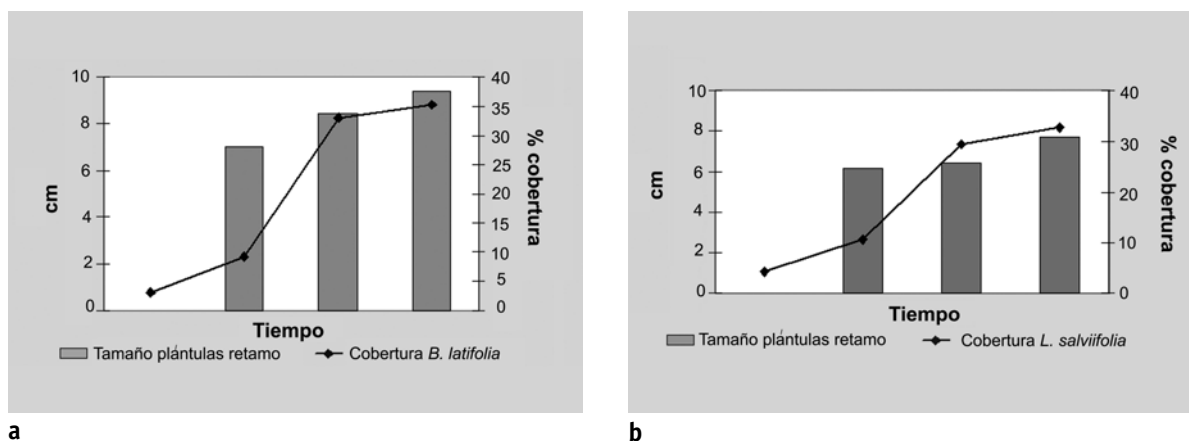


Figura 6. Relación entre el porcentaje de cobertura y el tamaño de las plántulas de retamo espinoso en el tiempo. **a.** *B. latifolia* **b.** *L. salviifolia*

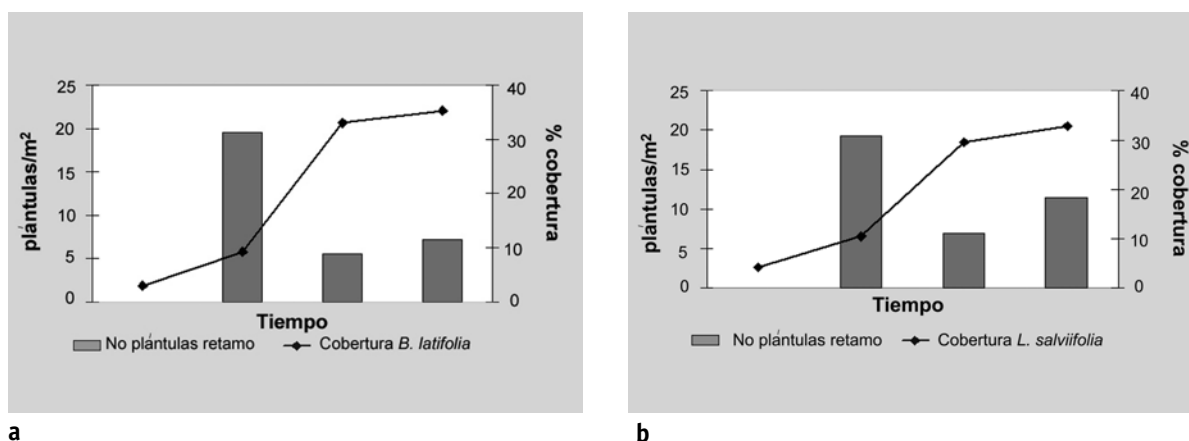


Figura 7. Relación entre el porcentaje de cobertura y el número de las plántulas de retamo espinoso en el tiempo **a.** *B. latifolia* **b.** *L. salviifolia*

aumenta en el tiempo; sin embargo, debe tenerse en cuenta que para el último muestreo realizado, el dosel creado por las dos especies aun no alcanzaba un porcentaje de cobertura suficiente para evitar la entrada de luz a la parcela.

Al observar la densidad de las plántulas de retamo para los dos tratamientos de sombreado natural, se presentó una disminución en el número de plántulas durante el tiempo 2, el cuál aumenta nuevamente en el tiempo 3 pero con una gran diferencia con respecto a la densidad inicial de las plántulas en el tiempo 1 (Fig. 7).

DISCUSIÓN

Efecto de los tratamientos en el manejo previo del terreno

Las diferencias encontradas en el número y tamaño de las plántulas para los diferentes tratamientos y en los tiempos de muestreo indican que existen efectos no solo de los tratamientos aplicados durante el experimento, sino también de los tratamientos de manejo que se dieron al terreno antes

del montaje del experimento. En primer lugar, es notable el bajo número de plántulas encontradas por metro cuadrado (2-40 plántulas/m²) en todos los tratamientos con respecto a lo reportado en otros trabajos, por ejemplo Ríos (2002) registra 1153.7 plántulas/m², Zabaleta (2007) encontró 1522 plántulas/m², y Sánchez – Tapia & Vargas (2007) reportan 586 plántulas/m², todas estas en los primeros pulsos de germinación, este último siendo el más bajo al aplicar quema, remoción manual y arado. Este resultado se debe al fuerte efecto de los tratamientos aplicados sobre el banco de semillas presente en este sitio; dado que los bancos de semillas determinan espacial y temporalmente la distribución de la emergencia de plántulas (Hill *et al.* 2001, Baeza 2001).

Este efecto sobre el banco de semillas y su posterior germinación podría estar relacionado con la disminución del banco de semillas, ya sea por la pérdida de la viabilidad de estas debido a la quema controlada, la remoción y el arado; o por el contrario, al generar un estímulo al aplicar estos tratamientos, el cual pudo desencadenar una alta germinación en el primer pulso germinativo posterior a la quema, estimulado por el aumento de temperatura, este hecho es común en *U. europaeus*, en Nueva Zelanda por ejemplo McAlpine & Timmins (2002) encontraron una fuerte correlación entre la germinación de las semillas y el aumento de la temperatura; sin embargo esta primera explosión de plántulas fue eliminada durante la remoción manual, la cual ofreció nuevamente un estímulo a la germinación como la entrada de luz y agua al suelo permitiendo un segundo pulso de germinación, nuevamente eliminado por el arado con tractor. Para Hill *et al.* (2001) la disminución en el banco de semillas es atribuida más a la germinación que a la pérdida de la viabilidad de las semillas; en algunos otros trabajos se ha demostrado que el aumento de la temperatura actúa como estímulo para la germinación, por ejemplo el aumento de la germinación después del fuego; sin embargo, otros autores atribuyen este aumento de la temperatura con un efecto devastador para las semillas, en el trabajo realizado por Baeza (2001) con *Ulex parviflorus*, después de ocurrida una quema la mayor germinación de plántulas se registró en las semillas situadas a 1 cm de profundidad (67.8%) y el menor a 5 cm de profundidad (7.8%), esto se relaciona con temperaturas máximas como estímulo, donde por encima de 60-70° C se registra la mayor germinación, mientras las semillas expuestas por mas de 10 minutos a estas altas temperaturas disminuyeron la germinación, alcanzando solo un 20-30%. Holmes (1988) reporta una importante disminución en el banco de semillas persistente de algunas leguminosas a consecuencia de la germinación estimulada por el corte y la quema.

Sin embargo, factores diferentes al calor pueden ser altamente influyentes en la germinación de especies leguminosas invasoras de cubierta dura, por ejemplo, Ivens (1983) observó que las semillas de *U. europaeus* muestran altos valores de dormancia, la cual disminuye tras un periodo de almacenamiento.

Así pues, la causa de este bajo número de plántulas puede además estar dirigida a un largo periodo de dormancia de las semillas, Baeza (2001) argumenta que las semillas con cubierta dura, capaces de formar bancos de semillas en el suelo como estrategias de dispersión a largo plazo (persistentes),

están asociadas con ambientes impredecibles, en los cuáles pueden quedar aletargadas por largos periodos de tiempo y germinar cuando las condiciones son favorables; en general, las semillas del genero *Ulex* presentan una dormancia física debido a la impermeabilidad de la cubierta de las semillas que presenta una capa lignificada, impregnada de lípidos hidrófobos, el aumento en la permeabilidad puede lograrse mediante procesos químicos, térmicos o mecánicos, como alternancia de temperaturas en el suelo, el rozamiento o el paso por el tracto digestivo de animales.

No obstante, la gran variabilidad que se reporta para esta especie, las diferentes condiciones a las que se encuentra sometida, la variación en la dinámica del banco de semillas de sitio a sitio (Hill *et al* 2001), y el alto grado de heterogeneidad espacial del banco de semillas en el suelo (Baeza 2001), dificulta la determinación de la longevidad de las semillas. Se presenta una amplia variación entre autores acerca de la persistencia del banco de semillas, Moss (1959) no encontró bancos de semillas viables después de 28 años, y Patridge (1989) concluyó que pueden permanecer hasta por 100 años, se ha reportado la germinación de plántulas en plantaciones de 25 – 30 años, que al ser retiradas generan nuevas condiciones que permiten la expresión del banco de semillas, aun cuando llevan mas de 15 años ausentes; de igual forma, en áreas donde las plantas han cesado de producir semillas muchas décadas después vuelve a registrarse la germinación de plántulas. Los bancos de semillas de larga vida permiten la permanencia de la especie en el tiempo y es un recurso para la reinvasión por largo tiempo, incluso después de que los individuos parentales han muerto (Hill *et al.* 2001). No obstante, para Baeza & Vallejo (2006) esta dormancia se rompe al haber un aumento en la temperatura del suelo.

Por tanto, es muy probable que el bajo número de plántulas se deba principalmente a los tratamientos de manejo aplicados previamente en el sitio de estudio, ya que modifican las condiciones ambientales en humedad, luz, temperatura y disponibilidad de nutrientes, presentando respuestas variadas tanto en la germinación como en el establecimiento de las plántulas según la heterogeneidad espacial del sitio (Baeza 2001).

Otro factor que puede estar afectando el número de plántulas tiene que ver con el tamaño y la edad del parche; en el trabajo realizado por Zabaleta (2007) la relación número de plántulas/área es mayor en los parches medianos y pequeños en comparación con los parches grandes, referente a los bancos de semillas germinables, estos podrían estar concentrados en el centro cuando son parches pequeños, así como podrían estar dispersos en los parches grandes (sector intermedio). La ubicación de las parcelas dentro del parche de retamo eliminado fue en la zona central del mismo, en la zona con menor pendiente dentro de las dos hectáreas despejadas, este hecho pudo afectar no solo la heterogeneidad en la quema controlada, sino además la distribución del banco de semillas. Por otro lado, este parche era uno de los mas antiguos en la zona (mas de 30 años), presentando individuos viejos, principalmente en el centro del parche, ya que la invasión de retamo se presenta a partir de un individuo que empieza a dispersar sus semillas alrededor, este hecho puede generar

diferencias en la capacidad reproductiva de los individuos en los diferentes sectores del parche (centro y periferia), en algunas leguminosas arbustivas se ha observado que la disminución en la capacidad reproductiva esta inversamente correlacionada con la edad de la planta, debido a que la floración se produce sobre tallos nuevos y la producción de estos tallos es baja en las poblaciones mas viejas (Auld 1994). La mayor competencia en los matorrales maduros por los recursos disponibles (Luz y nutrientes) pueden afectar la capacidad reproductiva debido a una mayor inversión de recursos en el crecimiento vegetativo en detrimento del reproductivo (Baeza 2001).

Por tanto, los resultados corresponden no solo a los efectos del experimento como tal, sino también a los efectos generados durante el manejo previo del terreno.

Efecto de los tratamientos experimentales

Respecto al comportamiento en la densidad y el tamaño de plántulas durante el experimento, es notable que los menores valores en estas dos variables se localizan en el tratamiento plástico negro, aun teniendo en cuenta la baja relación con las variables ambientales este tratamiento siempre forma un grupo claramente definido, presenta bajos niveles de luz y amplias variaciones en temperatura y humedad, esto indica en primera instancia, un efecto de la luz sobre el desarrollo de las plántulas, disminuyendo su tasa de crecimiento (Ríos 2002); no obstante, Rolston & Sineiro (1974, en Cárdenas 2004) afirman que las semillas de *U. europaeus* no requieren de luz para germinar, por lo cual el bajo número de plántulas encontrado no sería causado por este factor, es posible que otros factores como la humedad relativa o la temperatura (que presentan amplias variaciones) puedan estar afectando la germinación de las semillas en estos tratamientos, según Ivens (1978) las fluctuaciones de temperatura puede ser el mayor factor promotor de establecimiento de las plántulas de *U. europaeus*

Aunque en el resto de los tratamientos no se observa un patrón tan marcado como en el plástico negro, se evidencia una clara división en la densidad de plántulas, encontrando una mayor cantidad de plántulas en los métodos naturales (*L. salviifolia*, *B. latifolia* y control), tratamientos en los cuales se presentan mayores niveles de luz (aun no se ha conformado un dosel completamente cerrado), altas temperaturas y baja humedad; no obstante, en los tratamientos de dosel natural es evidente una reducción de plántulas en el tiempo a medida que el dosel aumenta, contrario a los resultados arrojados por Ríos (2002), quien no encontró un efecto sobre el número total de plántulas, esto sin embargo puede deberse a la sinergia entre los tratamientos de manejo previos y los efectos mismos del dosel.

En los tratamientos artificiales (polisombra y plásticos negro y transparente) se encontró un bajo número de plántulas, en estos la cantidad de luz es menor (excepto en el plástico transparente) y la temperatura y la humedad varían, presentándose posiblemente un efecto similar al del plástico negro.

Con respecto al tamaño de las plántulas, los tratamientos de dosel natural presentan plántulas pequeñas y medianas, mientras el control alcanza los tamaños más grandes, en los tratamientos

de polisombra y plástico transparente los tamaños varían ampliamente, para Millener (1961) el efecto de la sombra sobre las plantas de retamo espinoso es tan importante que es probable que la competencia intraespecífica por la luz sea más importante que la competencia por agua o nutrientes. Aunque la relación con los factores abióticos no es muy fuerte, se observa que en los doseles naturales tanto la luz como la temperatura son altas, con una baja humedad; mientras que en el plástico transparente y la polisombra la temperatura y la humedad fluctúan, estas fluctuaciones pueden estar afectando a las plántulas (Ivens 1978).

Al igual que en el experimento de Sánchez – Tapia & Vargas (2007), se presentó un descenso en el número de plántulas y luego un aumento en el establecimiento de las plántulas y en el tamaño. Esta variación permite ver que aunque la germinación después de cada disturbio se vea estimulada, la dinámica de expresión de los bancos de semillas depende de una serie de factores diferentes al disturbio, la intensidad de éste y del número de semillas restantes.

Aunque el tiempo de muestreo es muy corto (8 meses), los tratamientos de solarización y sombreado demostraron ser efectivos en el control del retamo espinoso en su fase germinativa y plantular, es necesario realizar seguimiento por un período mas largo para determinar el efecto a largo plazo, y las posibles relaciones con los factores ambientales los que según Millener (1961) son agentes influyentes en la etapa de crecimiento de las plántulas; aunque en ocasiones esta influencia se observa en largos periodos de tiempo, especialmente con la creación de doseles naturales, los cuales pueden ser menos costosos y tener otros beneficios para la zona como el aumento de la diversidad o generar procesos de facilitación, dispersión e inhibición del retamo espinoso.

AGRADECIMIENTOS

Un agradecimiento muy especial a la familia Vela por su gran colaboración en el montaje y toma de datos del experimento; a mis compañeras de trabajo Adriana Díaz, Liliana Corzo y Luisa Pinzón por su paciencia, apoyo y compañía; a Angélica López por la colaboración en los análisis estadísticos; a los guardabosques y funcionarios de la EAAB por sus orientaciones y colaboración; y a la Secretaría Distrital de Ambiente por la financiación, en especial a Sandra Montoya por su colaboración.



7. Rasgos de *Verbesina crassiramea* blake de importancia en estrategias de control de especies invasoras en los alrededores del embalse de Chisacá

Laura Gimena Franco Gámez / Orlando Vargas Ríos

RESUMEN

PALABRAS CLAVE

Especie pionera arbórea,
Bosque altoandino,
Verbesina crassiramea,
Rasgos de historia
de vida, restauración
ecológica, estrategias
de control de *Ulex*
europaeus

Se realizó un análisis de Rasgos de Historia de Vida (RHV) de los individuos de *Verbesina crassiramea* para definir la viabilidad de sus doseles arbóreos en estrategias de control de *Ulex europaeus*. Se encontró una amplia cobertura de follaje ($15 \pm 12 \text{ m}^2$), altura considerable (8-20 m), plasticidad en la forma de crecimiento, reproducción vegetativa, alta capacidad para retoñar (100%), tolerancia a heladas media, contenido de humedad del leño y ramas alto, área foliar específica baja ($11.5 \pm 1.9 \text{ mm}^2/\text{mg}$), bajo contenido de materia seca foliar ($235.7 \pm 31.6 \text{ mg/g}$), alta producción de hojarasca, abundante producción de semillas, alta viabilidad (70%), germinación rápida (4-12 días), formación de bancos de semillas, alta tasa de establecimiento (en suelo desnudo 48.3%). Con respecto al crecimiento de las plántulas, éste fue alto en áreas abiertas (TCR en altura 0.0160 cm/día) y dentro de matrices de *L. mirabilis* (TCR altura 0.01076 cm/día , TCR cobertura $0.00981 \text{ cm}^2/\text{día}$). El análisis de RHV de esta especie indica habilidades para la colonización, establecimiento y persistencia en ambientes donde la competencia por luz es fundamental; al igual que una alta capacidad para conformar doseles arbóreos en poco tiempo y un fácil manejo para la propagación en vivero. Por tanto, *V. crassiramea* reúne los rasgos de importancia para la selección de especies generadoras de doseles en estrategias de control de *U. europaeus*. Se recomienda en las primeras etapas de la estrategia, la conformación de matrices mixtas de *V. crassiramea* y *L. mirabilis*.

INTRODUCCIÓN

Análisis de RHV y su importancia en la restauración ecológica

La historia de vida de un organismo es su patrón de crecimiento, desarrollo y reproducción, a lo largo de su tiempo de vida (Begon *et al.* 2006). Dado que cada historia de vida y cada hábitat son únicos (Begon *et al.* 2006, Peet 1992) e insolubles, tales patrones reflejan estrategias de adaptación a ambientes particulares, en distintas etapas del ciclo de vida (Loehle 2000). En un organismo subyacen a su estrategia los RHV, y las interacciones entre éstos rasgos le confieren habilidades específicas (Rodríguez & Vargas 2007). A nivel de especie, los rasgos que se consideran funcionales, son aquellos relevantes para su respuesta al ambiente y/o que afectan el funcionamiento del ecosistema (Díaz & Cabido 2001), tales rasgos son la base para la conformación de grupos funcionales de plantas (Cornelisse *et al.* 2003). A nivel de comunidad, la comprensión de la sucesión requiere del entendimiento de las historias de vida (Pickett 1976), ya que los mecanismos de la dinámica de la vegetación pueden resultar de las propiedades de las plantas en sí mismas. La habilidad de colonización, crecimiento, desarrollo y demás características de historia de vida, así como, las interacciones entre las plantas son importantes en ésta dinámica sucesional (Grubb 1977). La teoría de la sucesión es un fundamento para la restauración ecológica, siendo los procesos en este campo, la aplicación, confrontación y retroalimentación de un conjunto de principios y conceptos ecológicos (Clary *et al.* 2005). Consecuentemente, el conocimiento de los rasgos de historia de vida de las plantas es fundamental para la comprensión de la dinámica de la vegetación y base para los procesos de restauración ecológica. Así, la selección y manejo de las especies adecuadas para la restauración, depende del conocimiento y análisis de sus rasgos de historia de vida (Mora & Vargas 2007, Garibello 2002).

Los RHV de plantas pioneras arbóreas y su funcionalidad en procesos de restauración

En los claros de los bosques, así como en claros naturales permanentes, evolucionó y diversificó un conjunto de especies con similitudes fisonómicas, fisiológicas y de comportamiento propias de procesos de regeneración. A este conjunto de especies se les ha denominado especies pioneras arbóreas (Gómez-Pompa & Vázquez-Yanes 1985). El prototipo de este grupo ecológico son las especies que se establecen en claros del bosque, así como en claros permanentes naturales (orillas de corrientes de agua), donde es alta la disponibilidad momentánea de recursos, principalmente de energía (Gómez-Pompa & Vázquez-Yanes 1985). Los colonizadores de estos hábitats deben presentar un conjunto de características que les permita un alto nivel de adquisición de recursos, en una vegetación densa y productiva (Grime 1989). Dado que hay poca oportunidad para el establecimiento de plántulas debajo de su dosel, se presenta alta incidencia de expansión vegetativa y producción anual de numerosas semillas que facilita la colonización de nuevos hábitats (Grime 1989). Algunos de los RHV de este grupo de especies son: producción de una estructura vegetativa de bajo valor energético y poca densidad; aparato fotosintético extenso y eficiente que funciona bajo la radiación directa de

luz solar; alta producción de hojarasca; altas tasas de crecimiento; longevidad que no sobrepasa los 30 o 40 años; esfuerzo reproductivo notable, al producir cantidades masivas de semillas pequeñas y por último, la formación de bancos de semillas (Vázquez-Yanes & Orozco-Segovia 1987, Gómez-Pompa & Vázquez-Yanes 1983). Aunque este grupo ecológico de árboles de bosques húmedos tropicales ha sido claramente identificado por las similitudes en sus historias de vida (Clark & Clark 1992), la definición basada en los requerimientos de luz para germinar (Whitmore 1989), propuesta por Swaine y Whitmore en 1988, debe ser reformulada, dado que, bajo el dosel cerrado las semillas de especies pioneras pueden germinar (Kennedy & Swaine 1992, Guariguata 2000).

Las pioneras arbóreas son un recurso esencial en las primeras etapas de procesos de restauración de bosques (Florentine & Westbrooke 2004), por las características que presentan en los procesos de regeneración:

- Poseen habilidades de colonización de suelos recién denudados y son buenas competidoras dentro de la vegetación que se desarrolla en tales condiciones (Gómez-Pompa & Vázquez-Yanes 1983).
- Su rápido crecimiento y desarrollo ejercen en el medio efectos importantes para el desarrollo de la vegetación, un ejemplo de esto es que el microclima de un terreno desnudo se modifica: se reducen las fluctuaciones térmicas; aumenta la humedad relativa de la atmósfera; el suelo se enriquece de materia orgánica y mejora su estructura; se restaura la productividad y el ciclado de nutrientes y aumenta la deposición de semillas por la atracción de fauna silvestre. Estas condiciones y el dosel generado reduce la cobertura de maleza y crea un microhabitat y microclima favorables para la germinación, crecimiento y persistencia a largo plazo de especies serales posteriores (Gómez-Pompa & Vázquez-Yanes 1985, Holl *et al.* 2000, Elliott *et al.* 2003, Diaz-Espinosa *et al.* 2007).

Barreras a la restauración ecológica, especies invasoras y RHV de *U. europaeus*

Las barreras ecológicas a la restauración se relacionan con los factores que influyen (limitan o modifican) en los procesos necesarios para que ocurra la dispersión de propágulos, el establecimiento de plántulas, la persistencia de individuos y la persistencia de poblaciones de especies propias de la regeneración natural (Vargas *et al.* 2007). Por otro lado, una matriz de especies invasoras detiene la sucesión e impone diferentes barreras a la restauración, como impedir la llegada de semillas al suelo, la formación de micrositios de implantación, la alta competencia por recursos (luz, espacio, agua y nutrientes); al igual que, el cambio en las propiedades del suelo, la composición del banco de semillas y el régimen de disturbios, entre otros limitantes (Florentine & Westbrooke 2004, Vargas 2007). En Bogotá *U. europaeus* (retamo espinoso), considerado una de las diez invasoras con más impacto en Colombia (Calderón-Sáenz 2003), invade áreas transformadas por actividades humanas, conformando matorrales densos monoespecíficos (Ríos 2005). *U. europaeus*, como la mayoría de las especies invasoras, presenta una adaptación de tipo generalista (Ríos & Vargas 2003) con alta

capacidad competitiva, resistencia a estrés y disturbios (Ríos 2005); reproducción sexual y vegetativa; alta producción de semillas y acumulación de bancos de semillas abundantes; alta tasa de crecimiento, y individuos adultos longevos; hojas modificadas en espinas, acumulación de necromasa en pie, baja tolerancia a la sombra y capacidad de fijación de nitrógeno (Lee *et al.* 1986, Clements *et al.* 2001, Rees & Hill 2001, Ríos 2001 cap. 1). Se ha reportado que la cobertura de esta especie invasora alcanza cerca del 3% del área en los alrededores del embalse de Chisacá (Mora *et al.* 2007).

Estrategias de control de *U. europaeus*

Las estrategias de control de especies invasoras consisten en la reducción de su competitividad, mientras las especies nativas ganan espacio en el territorio (Ríos 2005). Las interacciones competitivas por luz son una buena estrategia para controlar plantas invasoras (Díaz-Espinosa 2004), en particular *U. europaeus*, ya que en condiciones de penumbra se encuentra en su extremo ecofisiológico de adaptación (Ríos 2001). En términos generales el establecimiento de las plántulas de *U. europaeus* son afectados por el sombreado artificial, con polisombra (Sánchez-Tapia & Vargas 2007) y el sombreado natural, con doseles de leguminosas arbustivas y herbáceas (Díaz-Espinosa & Vargas, cap. 5 en este libro). Las plántulas sobrevivientes se etiolan y la formación de espinas se retarda o se vuelven menos coriáceas (Rees & Hill 2001, Díaz-Espinosa & Vargas, cap. 5 en este libro). En los adultos de *U. europaeus*, el sombreado por especies arbóreas afecta la tasa de crecimiento (Ríos 2005), la formación de flores (Rees & Hill 2001) y genera gradualmente la modificación de la fisonomía del matorral, conduciendo o facilitando su declinación (Wilson 1994). Por lo anterior, la conformación de doseles es un paso fundamental dentro de las estrategias de manejo integral de *U. europaeus*.

Rasgos de importancia para la selección de especies generadoras de doseles en estrategias de control de *U. europaeus*

En condiciones de fuerte competencia por luz, la posición física del follaje es fundamental, por lo que especies de rápido crecimiento en altura y cobertura son exitosas en tales condiciones (Grime 1989). El desempeño de las especies en programas de restauración de potreros abandonados, donde la competencia por luz es igualmente importante (Díaz-Espinosa 2004), depende además del rápido crecimiento, de las habilidades de colonización y la regeneración vegetativa (Pywell *et al.* 2003). Las especies seleccionadas requieren altas tasas de sobrevivencia y crecimiento, alcanzar el estado reproductivo temprano y atraer la fauna dispersora (Elliot *et al.* 2002). Adicionalmente, las especies deben ser fáciles de propagar en vivero, lo que implica buena disponibilidad de semillas; germinación rápida y sincrónica; al igual que un rápido crecimiento de las plántulas (Elliot *et al.* 2003). *Lupinus mirabilis*¹ es una especie arbustiva de ciclo corto (2.5 años), que alcanza hasta 2m de altura; puede tolerar ambientes pobres de nutrientes, puesto que fija nitrógeno; es tolerante a heladas y a la sequía (Díaz-Espinosa 2004) y finalmente es una especie exitosa para formar doseles en potreros y zonas de control de *U. europaeus*, por presentar altas tasas de crecimiento de altura

¹ Antes determinado como *Lupinus mirabilis*

y cobertura (Díaz Espinosa *et al* 2007b, Díaz-Espinosa & Vargas cap. 5 en este libro). El dosel de *L. mirabilis* es viable y funcional para la estrategia de control temprano de la invasión (plántulas); no obstante, ésta estrategia requiere de un dosel arbóreo complementario que sobrepase la altura y longevidad de la especie invasora. Las condiciones microambientales y edáficas generadas por la matriz de *L. mirabilis* favorece la conformación de un dosel arbóreo (Díaz Espinosa *et al.* 2007), además, funciona como protector contra heladas.

La base de esta investigación es demostrar que *V. crassiramea* es un elemento clave en la conformación de doseles arbóreos en procesos de restauración del bosque altoandino y específicamente en las estrategias de control de *U. europaeus*. La evaluación de rasgos de historia de vida de individuos de *V. crassiramea* en los alrededores del embalse de Chisacá y de individuos sembrados en matrices de *L. mirabilis* en el área de control de *U. europaeus*, implica la propagación de la especie y constituye la primera investigación requerida para posteriores estudios y ensayos de la especie en procesos de restauración.

MÉTODOS

Organismo de estudio

Verbesina crassiramea Blake Cont. U. S. Nat. Herb. 22(8): 640 1924.

Distribución y hábitat

Según la localización de los ejemplares del Herbario Nacional (COL) y del Jardín Botánico de Bogotá, *V. crassiramea* es un árbol de distribución Colombiana. Pertenece a la cuenca alta de los ríos Bogotá, Sumapaz y Ubaté-Suarez, en la región de vida Andina (rango altitudinal 2300 – 3200m, piso térmico frío, temperatura media 12-18°C) (CAR 2001). Los ecosistemas en los que potencialmente pueda estar son el bosque andino bajo y alto (van der Hammen 1998). En la Cuenca alta del río Subachoque, al occidente de la Sabana de Bogotá, la especie se encuentra desde los 2600m en bosques y matorrales de *Cedrela*, *Escallonia* y *Myrsine*, hasta los 3100m en bosques y matorrales dominados por *Weinmannia* y *Brunellia* (Fernández-Alonso & Hernández-Schmidt 2007). En las áreas rurales de Bogotá, la especie se encuentra como elemento arbóreo de tipos de vegetación sucesional (con una mezcla de biotipos leñosos sin estratificación definida aparente), alta densidad de fustes y abundancia de formas trepadoras; así como, una elevada riqueza y diversidad por especies, como rasgo florístico sobresaliente (Páramo 2003). Según la dinámica propia de cada estado sucesional se encuentran diferentes especies asociadas. En la cuenca del San Francisco y cañadas de veredas del Sumapaz *Abatia parviflora*, *Chusquea scandens*, *Viburnum triphyllum*, *Miconia biappendiculata* y *Pollalesta* sp. son las especies asociadas más frecuentes a *V. crassiramea* (Salamanca & Camargo 2000). Por otro lado, *V. crassiramea* suele crecer en suelos y atmósferas preferencialmente húmedas; pero se le encuentra también en lugares perturbados o áreas en recuperación, como orillas de carretera, depósitos de derrumbes o construcción de vías,

junto a matorrales de *Ulex europaeus* (Salamanca & Camargo 2000), así como junto a cursos de agua, en borde y claro de bosques y plantaciones de especies exóticas (Imagen 1).

Área de estudio

La cuenca alta y media del río Tunjuelo es una zona rural y ambiental fundamental del territorio de Bogotá; alberga la mayoría de pobladores campesinos de la ciudad, presenta una actividad agropecuaria alta (Páramo 2003) y abastece de agua potable al sur de la ciudad con el sistema de Embalses Chisacá-La Regadera. Los alrededores del Embalse de Chisacá están entre los 3000 y 3300 m, presenta una precipitación media de 900-1300mm (Mora *et al.* 2007) y una vegetación potencial de bosque Andino Alto (van der Hammen 1998). El área presenta una pérdida importante de especies nativas, debido entre otros factores, a las escasas fuentes de propágulos a nivel regional, una larga historia de ganadería y agricultura, la introducción de especies exóticas en rodales y la invasión de *U. europaeus* (Mora *et al.* 2007). Para evaluar los RHV de individuos de *V. crassiramea* en la vereda El Hato, se seleccionaron dos sitios con abundancia de la especie y un tercer sitio dentro de un área de manejo de *U. europaeus* así:

El Sitio-A se ubicó en un claro de vegetación pionera de bosque altoandino dentro de una plantación de *Cupressus lusitanica* y *Pinus patula*. Antes era un antiguo pastizal donde la influencia de las plantaciones que lo rodean, así como la eliminación de disturbios por pastoreo y agricultura, permitieron el establecimiento de especies asociadas a la regeneración, logrando en ese tiempo una alta diversidad de especies y una importancia elevada del estrato arbustivo y arbóreo (Mora *et al.* 2007) (Imagen 2a).

El Sitio-B corresponde a un estado sucesional con dominancia de *V. crassiramea*, dentro de en una antigua plantación de *Acacia melanoxylon* (Imagen 2b).

Y el Sitio-C se ubicó en un área de control de *U. europaeus* (ver cap 2), allí se delimitó una porción de 900 m² (Imagen 2c) con suelos poco alterado durante la construcción del embalse e inclinación promedio de 20°. Estos suelos presentaban las siguientes características: un horizonte superficial de tierra negra, de textura franco arenosa; pH fuertemente ácido; un porcentaje de nitrógeno total y carbono orgánico oxidable alto; capacidad de intercambio catiónico alta, con un nivel bajo en bases intercambiables (Ca, K, Mg); y por último un nivel muy bajo de fósforo disponible (Tabla 1.).

Evaluación de RHV de individuos de *Verbesina crassiramea*

Rasgos del individuo

a. En los sitios-A y B se realizó un transecto de 30 m, se evaluó el individuo adulto más cercano cada tres metros, se midió la altura, el diámetro mayor y menor de la copa, la distancia del individuo de la misma especie más cercano y se observó la evidencia de reproducción vegetativa y presencia de plántulas bajo el dosel (Rodríguez & Vargas 2007). Calculando el área de la copa por la aproximación a un rombo (Prieto 1994): Área = (diámetro mayor x diámetro menor)/2.

Tabla 1. Análisis físico-químicos de muestra compuesta de suelo del sitio-c, realizados por el laboratorio de aguas y suelos de la Facultad de Agronomía de la Universidad Nacional

Parámetro		Valor	Parámetro		Valor
pH		5,1	P	mg/kg	6,40
Carbono Orgánico oxidable	%	7,06	Cu		0,25
Nitrógeno Total		0,61	Fe		92,4
Ca	Meg/100g	1,90	Mn		1,05
K		0,32	Zn		0,55
Mg		0,51	B		0,22
Na		0,08	Arcilla	%	8
Acidez intercambiable AI		3,15	Limo		19
Capacidad de intercambio catiónico (CIC)		37,9	Arena		73
CIC efectiva (CICE)		5,97	Densidad aparente g/cm ³		0.69

b. Se realizaron observaciones en la zona de estudio, de las asociaciones entre la especie y especies nativas e introducidas, y de los patrones de crecimiento de individuos jóvenes de la especie.

Rasgos del leño, ramas y hojas.

a. En el sitio-A se seleccionaron 3 individuos adultos sin obvios síntomas de patógenos o herbivoría severa, se tomó por individuo una porción del leño, 3 ramas desde la última ramificación (cogollo) expuestas a la luz, con al menos 4 hojas bien desarrolladas. Las muestras se empacaron en papel periódico húmedo y se transportaron al laboratorio en bolsas refrigerantes. Se determinó el peso fresco de cada porción de leño, su volumen (por el incremento de volumen al sumergirlos totalmente en un vaso con agua) y su peso seco luego de secado en horno a 80 °C por 72 h. En un cuarto oscuro, en un recipiente con agua se sumergieron los extremos terminales de las ramas con sus hojas, al cabo de 6 horas, se retiraron las hojas desde el peciolo, se pesaron individualmente, se tomaron fotografías con escala de cada hoja, para luego determinar su área, finalmente se peso el material, luego de secado en horno a 60 °C por 72 h se determinaron los siguientes rasgos (Cornelisseen *et al.* 2003):

- Densidad específica del leño: peso seco mg (determinado / volumen fresco m³ (N= 3).
- Contenido de humedad del leño: Peso fresco – peso seco / peso fresco (N=3)
- Contenido de materia seca de la rama: peso seco/peso saturado (N=9)
- Contenido de humedad de la rama: Peso fresco – peso seco / peso fresco (N=9)
- Área foliar: Área sin peciolo (N=36)
- Área foliar específica: Área con peciolo mm² / peso seco mg (N=36)

- Contenido de materia seca foliar: peso seco mg / peso saturado g (N=36)

b. Longevidad de las hojas: Se escogieron tres individuos en el sitio-B, con las mismas características de los anteriores, se seleccionaron dos ramas expuestas a la luz por individuo y se marcaron todas las hojas que iniciaran su desarrollo de cada rama. Se observaron las hojas marcadas cada dos semanas registrando su estado (Cornelisseen *et al.* 2003).

c. Producción de hojarasca: En el sitio-A se instalaron en julio de 2008, 5 trampas de hojarasca, consistentes en una malla de 1m² templada cerca al suelo. Se registró mensualmente la cobertura de hojarasca proveniente de *V. crassiramea* durante cuatro meses. Esta se recogió y secó a 70 °C por 72 h para luego ser pesada en laboratorio (Vargas-Parra & Varela 2007).

Rasgos reproductivos.

a. Banco de semillas: En el sitio-A se ubicaron 15 puntos para tomar muestras de suelo, por medio de un tubo metálico de 5 cm de diámetro. Se dividió la columna del suelo muestreado en tres secciones: hojarasca, de 0-6 cm y de 6-12 cm de profundidad (Montenegro & Vargas 2005). En el invernadero, las muestras se colocaron en bandejas de germinación, en capas delgadas de 1 cm, sobre 3 cm de suelo húmedo, seleccionada por no contener semillas de la especie. Se realizó un conteo de las plántulas de la especie, por estrato, quincenalmente por dos meses.

b. Capacidad de retoñar: Se aprovechó un parche en el sitio-A donde se talaron ocho individuos de *V. crassiramea*, para cuantificar el porcentaje de individuos que retoñaron tras este disturbio, complementando con observaciones de cuatro individuos tras quema de matorrales de *U. europaeus*.

c. Viabilidad de las semillas y condiciones de germinación: Se recolectaron durante las dos primeras semanas de febrero de 2008, semillas de 10 individuos sanos de *V. crassiramea*, en la zona de estudio. Se sacudieron las panículas dentro de bolsas, para recoger las semillas que se desprenden fácilmente de los capítulos. En laboratorio, se realizaron tres ensayos de germinación:

- Viabilidad del lote de semillas, con 1,2 y 3 meses de almacenamiento.
- Efecto del tratamiento pregerminativo de inmersión sobre el porcentaje de germinación: para esto se colocaron los aquenios en agua antes de su siembra, por 15 y 40 horas y sin tratamiento pregerminativo.
- Germinación en oscuridad, sembrando en un cuarto oscuro y envolviendo las cajas de Petri con papel aluminio y con control en condiciones de luz ambiente.

Cada ensayo contó con 4 réplicas, siendo la unidad experimental 30 aquenios sembrados en caja de Petri, con una espuma humedecida con 10 ml de agua. Las observaciones se realizaron cada cuatro días, cuantificando las semillas germinadas, tras dos mediciones consecutivas donde no se presentaron geminaciones, se realizó el conteo final de las semillas germinadas, sin germinar y aquenios sin semilla desarrollada. Esto último se determinó por la disección de los aquenios que no habían germinado. Se calculó el porcentaje de germinación como el número de semillas

germinadas sobre el total de aquenios por caja de Petri. Para cada ensayo se realizó un análisis de varianza a una vía, probando diferencias significativas entre los tratamientos, tras la verificación de los supuestos en los residuales.

Evaluación de RHV de individuos sembrados en área de control de *U. europaeus*

Germinación y sobrevivencia de plántulas

En el sitio-C, luego de la remoción de los individuos adultos de *U. europaeus* en suelo desnudo (cap. 2 en este libro), se demarcaron 20 parcelas de 2 m² (Imagen 3), en junio de 2008 se adicionaron 2 gr de semilla de *V. crassiramea* por parcela, del lote de semillas evaluado en el laboratorio. Tras regar las semillas se cubrieron con costal de fique, con el fin de garantizar su permanencia en cada parcela. Al cabo de tres semanas de la siembra, se retiraron los costales y se realizó un conteo de las plántulas de *V. crassiramea*. En el mismo intervalo de tiempo se continuaron las mediciones hasta el tercer mes de siembra. El porcentaje de germinación y sobrevivencia se evaluó por medio de la tasa de establecimiento, determinada por el cálculo, del número de plántulas presentes, como un porcentaje del número de semillas viables sembradas (Doust *et al.* 2006).

Crecimiento de plántulas

Las anteriores parcelas se dividieron en 6 cuadrantes; al cabo de tres semanas de siembra se marcaron plántulas con cotiledones abiertos y sin desarrollo de primer par de hojas de *V. crassiramea* y de *U. europaeus*, en cada cuadrante (las primeras provenientes de la siembra de sus semillas y las segundas de la expresión del banco de semillas), para un total de 120 plántulas marcadas para cada especie. La misma edad entre las plántulas de las dos especies fue posible dada el tiempo de germinación semejante (Sixtus *et al.* 2003). Mensualmente, desde junio hasta noviembre de 2008, se midió la altura de la totalidad de plántulas marcadas, calculando la Tasa de Crecimiento Relativa (TCR), como:

$$TCR = \frac{(\ln M_t - \ln M_{t-1})}{t}$$

M_t medición final, M_{t-1} inicial y t número de días entre cada medición (Alvarez-Aquino *et al.* 2004).

Para establecer las diferencias estadísticas de la TCR y altura de las plántulas de las dos especies, se realizó Anova unifactorial para cada mes y variable. El anterior procedimiento nos permite evaluar comparativamente el crecimiento de las plántulas de *V. crassiramea* con el de una especie de rápido crecimiento (*U. europaeus*).

Crecimiento de plantas jóvenes sembradas en matrices de *L. mirabilis*

a. Fase de vivero: En bandejas de germinación se sembraron semillas de *V. crassiramea*, con 15 h de inmersión, cubiertas con capa delgada de cascarilla. A los dos meses de siembra se embolsaron las plántulas, aunque puede ser a partir de 20 días cuando se desarrolla el primer par de hojas, permanecieron un mes más en condiciones de vivero, alcanzando una altura promedio de 9 cm. Se propagó en eras desde semilla a *L. mirabilis* (Díaz-Espinosa cap. 5 en éste libro).



a



b

Imagen 1. Lugares de crecimiento de *V. crassiramea*. a.- En margen de quebrada, se observan individuos de *V. crassiramea* florecidos con *Weinmannia* sp. *Chusquea scandens* y *Viburnum triphyllum* como principales especies asociadas, en vereda Olarte, Usme. b.- Borde de bosque de *V. crassiramea* (individuos de tronco claro y recto) vereda El Soche, Tequendama.



a



b



c

Imagen 2. Sitios de estudio. a.- claro de vegetación pionera de bosque altoandino, dentro de plantación de *Cupressus lusitani-ca* y *Pinus patula*. b.- Estado sucesional de plantación de *Acacia melanoxylon* contiguo a matorral maduro de *U. europaeus*. c. - Área de control de *U. europaeus* tras eliminación de individuos adultos.

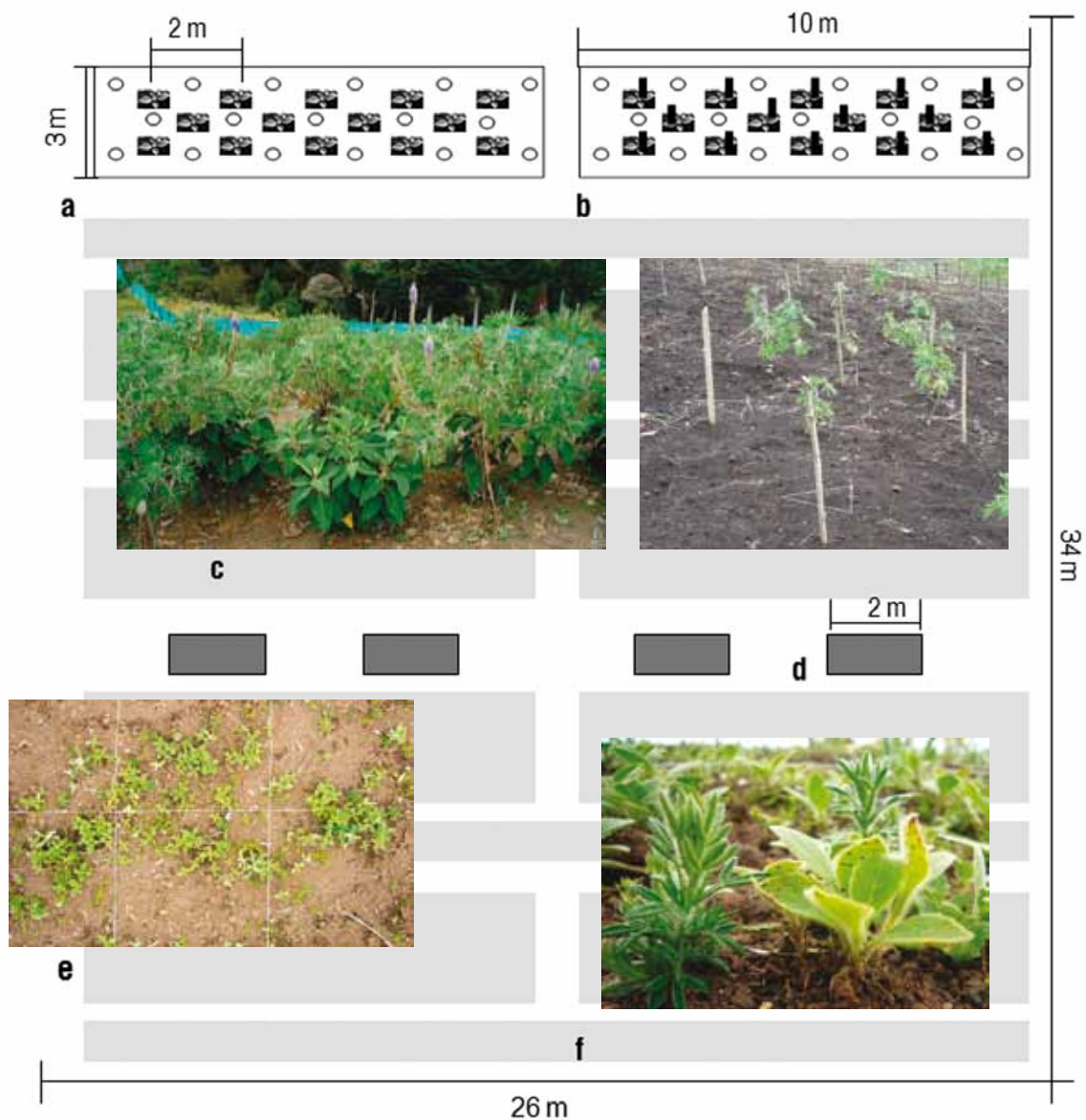


Imagen 3. Diseño de siembra en área de 900 m² de control de *U. europaeus*. Se establecieron 10 matrices de *L. mirabilis* (rectángulos de 3x10m) con 17 individuos sembrados a 1.5m de distancia, en cada matriz fueron sembrados 14 individuos de *V. crassiramea*, en 5 parcelas individuos propagados en vivero y en las otras 5 estacas de la misma especie. Entre estas matrices a manera de 5 franjas, se ubicaron 20 parcelas de siembra de semillas de *V. crassiramea* directamente en el suelo. Entre las parcelas se dejaron corredores de 1m. Los corredores y la densidad de siembra baja, tienen la funcionalidad de permitir la remoción de las plántulas de *U. europaeus* al menos cada 4 meses. a.-Parcela de plantas transplantadas cuidadas en vivero, los círculos simbolizan individuos de *L. mirabilis* y las fotos de *V. crassiramea*. b.- Parcela de estacas. c.- Parcela observándose la matriz de *L. mirabilis* e individuos de *V. crassiramea* con 5 meses de transplante. d.- Parcela de estacas durante su montaje. e.- Parcela de 2m² de siembra de semillas de *V. crassiramea*. f.- Vista superior de parcela de siembra de semillas de *V. crassiramea*, durante la última evaluación de tasa de establecimiento. g.- Plántulas de *U. europaeus* y *V. crassiramea* a los 3 meses de apertura de sus cotiledones.



a



b

Imagen 4. Leño y ramas de *V. crassiramea*. a.- Corte transversal de leño observándose amplia médula blanquecina. b.- Rama con cicatrices en forma de V, dejadas por las hojas al caer.



a



b



c



d

Imagen 5. Hojas de *V. crassiramea*. a.- Disposición y forma de las hojas. b. y c.-- Orugas consumiendo hojas. d.- Araña con sus huevos en envés de hoja.



a



b



c



d

Imagen 6. Inflorescencia. a.- Cima de 30 cm de diámetro. b.- Detalle observándose glomérulos (círculo) y dos individuos de *Apis mellifera*, recogiendo polen. c.-Capítulo vista lateral, filario (fecha inf.), palea (fecha sub.). d.- Capítulo vista superior.



a



b



c

Imagen 7. a.- Agalla en formación. b.- Aquenio . c.-Emergencia de radícula tras 7 días de siembra.



Imagen 8. Generación de raíces caulinares y rebrotes. a.- Detalle de acodo con desarrollo de raíces (explicado en texto). b.- Esquema de hábito de Individuo de 15 m de altura, con ramificaciones en la base de tronco, semejando agregado de individuos. c.- detalle de rama horizontal, generada ya sea por rompimiento o por desarrollo de tallo decumbente de plantas jóvenes establecidas en condiciones de baja iluminación, con desarrollo de raíces caulinares y sucesivos rebrotes. d.- Rebotes de individuo tras un mes de haber sido talado.



a



b



c

Imagen 9 Plantas propagadas en vivero, sembradas en matrices de *L. mirabilis* en área de control de *U. europaeus* a.-Al mes siembra. b.- a los 3 meses. C.- a los 6 meses.



a



b



c

Imagen 10. Individuos jóvenes de *V. crassiramea* dentro de matrices de especies invasoras. a.- matorral *U. europaeus*. b.- matorral de *C. scandens*. c.- plantación de *P. patula*.

b. Fase de siembra: En el sitio-C, a mediados de mayo de 2008, se sembraron a raíz desnuda individuos de *L. mirabilis* a una distancia de 1.5 m, dentro de esta matriz se sembraron 70 individuos de *V. crassiramea* a 1m de distancia (Imagen. 3).

c. Fase de seguimiento: La primera medición se realizó en junio de 2008, continuando mensualmente hasta enero de 2009. Se registró para cada individuo de *V. crassiramea* la altura (considerándose como la distancia vertical, entre la superficie del suelo y la yema activa más alta), el diámetro mayor y menor de la copa y el número de ramas, así como el estado luego de la incidencia de heladas. Se calculó TCR para altura y cobertura.

Enraizamiento de estacas de *Verbesina crassiramea* en matrices de *L. mirabilis*

A mediados de mayo de 2008 en el sitio-C, 70 estacas de 40 cm de longitud provenientes de segmentos medios de ramas secundarias, que aún no habían desarrollado flores, se enterraron 15 cm (al menos dos nudos), dentro de matrices de *L. mirabilis*. Mensualmente hasta enero de 2009 se evaluó la tasa de éxito, como el número de estacas rebrotadas, sobre el total de estacas sembradas (Florentine & Westbrooke 2004).

RESULTADOS

Rasgos de historia de vida de individuos de *V. crassiramea*

Los rasgos evaluados se presentan siguiendo las diferentes etapas del ciclo de vida de los individuos, junto a descripciones de rasgos morfológicos con base en la diagnosis de la especie (Blake 1924), la revisión de la sección Lipactinia (Blake 1925), los ejemplares del Herbario Nacional y observaciones de individuos evaluados:

Los adultos se encuentran en un rango de altura de 8 a 20 m; sin embargo, la mayoría de los individuos comienzan a ramificarse a pocos centímetros del suelo. Su copa es de forma ovalada, con un área promedio de 15 m² (d.e.± 12). La médula de parénquima es blanca, amplia, ocupando hasta el 50% del diámetro del leño (Imagen 4). Su corteza externa es marrón clara, con aristas o cicatrices marcadas en forma de V. Al romper ramas y troncos, aparece lentamente en la corteza viva un exudado resinoso, pegajoso, amarillo. La densidad específica del leño se determinó en 0.325 mg/mm³ (d.e.±0.029) en promedio y su contenido de humedad de 60.89% (d.e.± 3.14). Sus ramas son robustas, de 6 a 12 mm de grosor, con indumento tomentoso- lanoso, presentan un contenido de humedad de 80.15% (d.e.±7.32), y un contenido de materia seca promedio de 218.53 mg/g (d.e.± 25.11).

Sus hojas son simples de color verde un poco más claro en su envés y dispuestas alternamente. El pecíolo es robusto, de 3-6.5 cm de largo. La lámina es de forma ovado-ovalada lanceolada (Imagen 5.), de 10-30 cm de largo, 5-12 cm de ancho, con un área promedio de 19527 mm² (d.e.± 4390), clasificándose por su tamaño como macrófila. El ápice acuminado, la base cuneada-redondeada a truncada-redondeada, margen subentera a denticulada-serrulada. Su consistencia es papirácea-

cartácea, presenta venación mixta con alrededor de 8 pares de venas laterales. Toda la superficie de la hoja se encuentra recubierta por indumento amarillo claro a ocre, haz piloso y sobre las venas lanoso, envés y pecíolo densamente tomentoso–lanoso, con pelos deciduos de base tuberculada. El área foliar específica se determinó en $12 \text{ mm}^2/\text{mg}$ (d.e. \pm 2) y el contenido de materia seca foliar promedio 235.7 mg/g (d.e. \pm 31.6). La longevidad de las hojas oscila en 120 días, generándose una producción de hojarasca mensual promedio de 486.93 kg/ha (d.e. \pm 90.03), alcanzando en 20 días una cobertura de 44% de un 1 m^2 . Las hojas se encuentran a menudo agujereadas, ya que son consumidas por numerosos insectos, como varias orugas de Lepidóptera, en especial la familia Geometridae y en el envés suelen encontrarse numerosos individuos chupadores de savia.

Las inflorescencias (capitulescencias) son cimas compuestas grandes, que se desarrollan en las terminaciones de las ramas; portan gran cantidad de capítulos, alrededor de 900, la mayoría sésiles o con un pedicelo muy corto (3 mm), agrupándose en pequeños glómérulos; los capítulos discoideos, es decir, compuestos solamente por flores de corolas de forma tubular y simetría actinomorfa (Judd *et al.* 1999), son de cilíndricos a hemisféricos, de 9-11 mm de alto y 3-6 mm de ancho; el involucreo, de 3.5 mm de alto, se compone de pocos filarios, verde intenso, con evidentes extremos superiores subherbáceos, ellos son de forma oblonga, con ápice obtuso a mucronulado, y presentan un indumento esparcidamente puberulento (pelos suaves, pequeños y bastante densos) con márgenes ciliadas; las paleas, brácteas que sustentan a cada flor son café verdoso en su línea media, amarillo dorado en su margen, obtusas apiculadas, con una longitud cercana a los 9 mm, con indumento piloso (Blake 1924). Cada capítulo contiene de 5-12 flores discoideas, con corolas tubulares, amarillas, pilosas, sus pistilos bifidos igualmente amarillo fuerte contrastando con las anteras negras, los sépalos se encuentran altamente modificados en dos aristas (filamentos rígidos) de 5 mm de largo (Imagen 6).

Los árboles de *V. crassiramea*, en la zona de estudio, tienen un solo periodo de floración en el año, comienzan a desarrollar sus inflorescencias en agosto, abriendo sus primeras flores a comienzo de septiembre. Un árbol porta casi un centenar de inflorescencias, vistiéndose de amarillo en la superficie de su copa, con un potencial de producción de miles de semillas. *V. crassiramea* es una especie melífera, por su néctar *Bombus* sp. y *Apis mellifera* la visitan frecuentemente, mariposas, avispa y moscas se observan comúnmente sobre sus flores.

Los frutos son aquenios café oscuro con alas doradas, esparcidamente tomentosos, fuertemente 1-nerviados en cada cara, portando dos aristas persistentes (Imagen 7b). Toda la estructura tiene unas dimensiones de 11 mm de largo y 4 mm de ancho, con un peso fresco promedio de 2.2 mg (tamaño de semilla pequeño según Pearson *et al.* 2003). El peso de 100 aquenios escogidos y secos es de 0.14 g, mientras en 1 g de material de recolección de semillas se encuentran 240 aquenios.

La dispersión ocurre de diciembre a marzo, acoplándose a la época seca en la región o de menor precipitación y mayor temperatura (estación climatológica el Hato, ver Trujillo 2007). El agente

dispersor es el viento, siendo una especie anemócora. Al madurar, un porcentaje cercano al 10% de las flores de una inflorescencia desarrollan agallas por la hipertrofia del ovario (Imagen 7a), posiblemente inducidas por la postura de huevos y desarrollo de larvas de una especie del género *Urophora* (Diptera Tephritidae). En los individuos observados, esta predación pre-dispersión no vulnera la disponibilidad de semillas para la dispersión, que está en el orden de miles de aquenios viables.

Banco de semillas

Se encontraron semillas germinables, tanto en la hojarasca (22semillas/0.18m³) como en las muestras de suelo de 0-6 cm de profundidad (16semillas/0.18m³). Con base en estas primeras indagaciones, podemos decir que una parte de la producción de semillas se incorpora al suelo manteniendo su viabilidad y conformando al menos un banco de semillas de corta vida.

Germinación

En condiciones de laboratorio la radícula emergió del cuarto al doceavo día de la siembra (Imagen 7c); se determinó una viabilidad de semillas alta (70%), que no varía a lo largo de tres meses de almacenamiento (Tabla 2). Hubo un efecto significativo del tratamiento pregerminativo (Tabla 3), estimado en 12% para inmersión por 15 horas. En ausencia de luz el porcentaje de germinación no varió significativamente con respecto al obtenido bajo luz ambiente (Tabla 4).

Tabla 2. Porcentaje de germinación durante almacenamiento, intervalos de confianza de 95%

$$(F_c 0.53 < F_{0.05, 2, 11} 3.98)$$

Tratamientos	Porcentaje de germinación
1mes	61-76
2 meses	66-80
3 meses	63-78

Tabla 3. Porcentaje de germinación en tratamiento pregerminativo, intervalos de confianza de

$$95\% (F_c 8.19 > F_{0.05, 2, 20} 3.47)$$

Tratamientos	Porcentaje de germinación
Sin tratamiento	61-77
15 h inmersión	77-92
40 h inmersión	55-71

Tabla 4. Porcentaje de germinación en oscuridad, intervalos de confianza de 95% ($F_c 2.53 <$

$$F_{0.05, 1, 7} 4.67)$$

Tratamientos	Porcentaje de germinación
luz ambiente	63-86
Oscuridad	52-75

Plántulas

Alrededor del décimo día de la siembra, las plántulas abren sus cotiledones epígeos, persistentes, opuestos, iguales (Hernández *et al.* 1987), oblongos, verde claros de 5.0-8.0 mm de largo, 4.2-5.8 mm de ancho, ligeramente tomentosos, de sésiles a cortamente pedicelados, de semicarnosos a papiráceos; sobrehipocótilos rojizo a verde, cilíndricos, de 8.0-18 mm de alto. Tras un epicótilo muy reducido, el primer par de hojas comienza su desarrollo alrededor de los 20 días luego de la siembra, el segundo hacia los 40 y el tercero hacia los 50 (Fig. 1.). Estas hojas son opuestas, ovadas, tomentosas y con margen serrada.

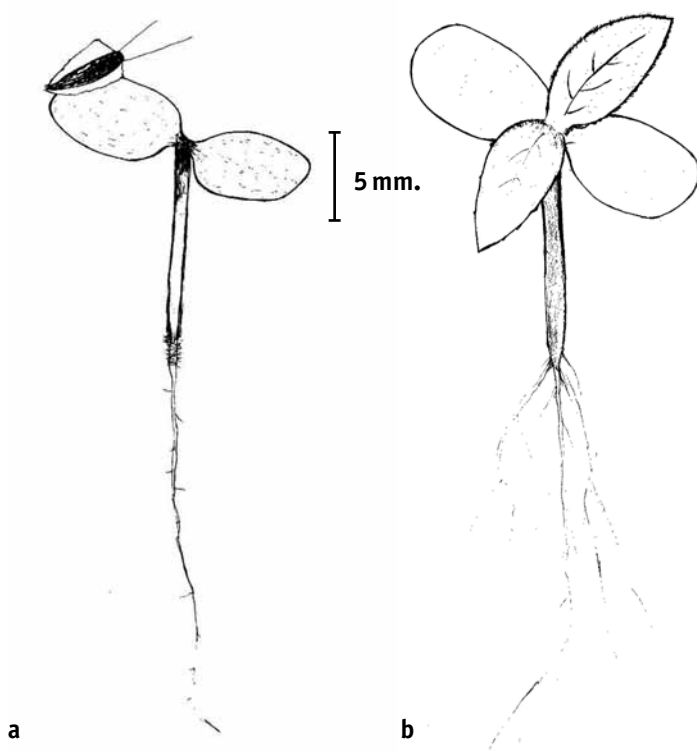


Figura 1. Plántulas. a.- Plántula a los 15 días de siembra abriendo los cotiledones, con resto del achenio aún en uno de ellos. b.- Plántula de 25 días con primer par de hojas.

Reproducción vegetativa

La generación de raíces a partir de yemas de las ramas, es un evento común. Ya que los individuos de *V. crassiramea* ramifican desde la base de su tronco, tales ramificaciones se desarrollan en principio horizontalmente, porción que se cubre de suelo y hojarasca, para luego curvarse y continuar verticalmente, en el acodo suele generarse raíces (Imagen 8a.). Por medio de este evento, los adultos ocupan un área amplia, semejando agregados densos de individuos (Imagen 8b).

Capacidad de retoñar

Al mes de la tala y la quema que eliminaron casi la totalidad de la biomasa aérea, los rebrotes se desarrollaron, alcanzado un 100% de individuos de *V. crassiramea* retoñados (Imagen 8d).

Evaluación de RHV de individuos sembrados en área de control de *U. europaeus*

Germinación y sobrevivencia de plántulas

A la tercera semana de siembra directa de semillas en suelo desnudo, el porcentaje de germinación promedio fue de 29.9% (d.e. \pm 15.3), ya que la viabilidad del lote de semillas empleado fue de 70%, la tasa de establecimiento correspondiente fue de 42.9% (d.e. \pm 15,3). La tasa de establecimiento se incremento hasta la novena semana de siembra a 48.3% (d.e. \pm 18.6) (indicando que la germinación continúa) y decreció levemente las siguientes tres semanas a 47.8% (d.e. \pm 15.8), observándose una baja mortalidad de las plántulas (Fig. 2).

Crecimiento de plántulas

Al mes de abrir los cotiledones, la altura promedio de *V. crassiramea* (1.17 ± 0.26 cm), fue mayor a la de *U. europaeus* ($F=52.55$, $gl=1$, $p=0.002$) y durante los siguientes 4 meses no se hallaron diferencias significativas con $\alpha=0.05$ ($F=0.43$, $gl=1$, $p=0.845$, $n=120$) ($F=0.24$, $gl=1$, $p=0.884$,

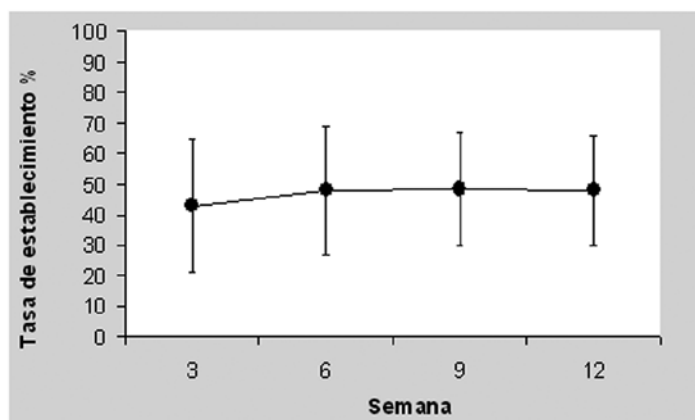


Figura 2. Tasa de establecimiento promedio en adición de semillas de *V. crassiramea*, en suelo desnudo, durante los tres primeros meses luego de su siembra.

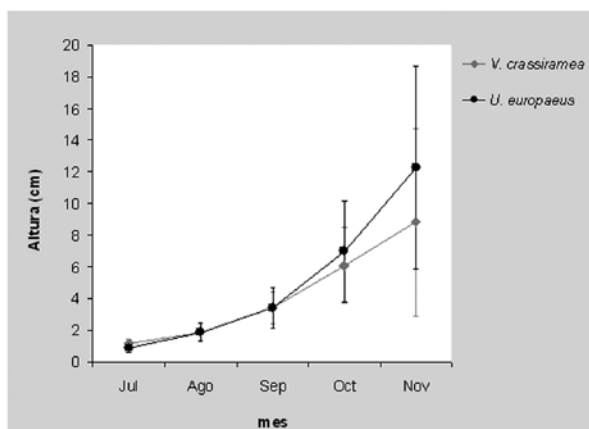


Figura 3. Altura promedio de plántulas de *V. crassiramea* y *U. europaeus*, creciendo juntas con la misma edad, desde su apertura de cotiledones hasta los 5 meses de edad (explicado en texto).

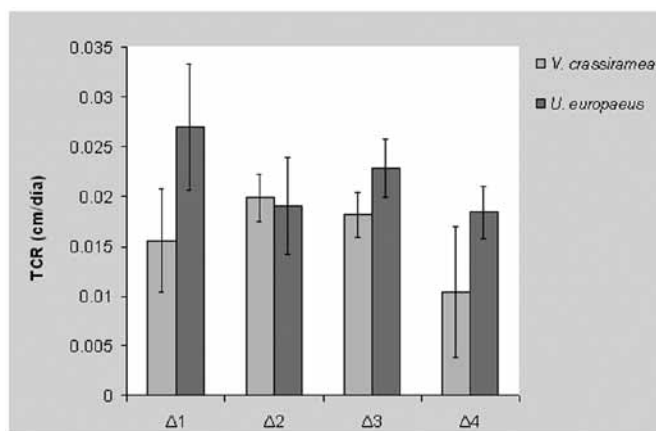


Figura 4. TCR promedio en Altura, de plántulas de *V. crassiramea* y *U. europaeus*, creciendo juntas desde semilla, en parcelas mixtas.

n=120) ($F=2.82$, $gl=1$, $p=0.169$, n=120) ($F=7.44$, $gl=1$, $p=0.053$, n=120) respectivamente. Aunque al quinto mes la altura promedio de *U. europaeus* fue de 12.3 ± 6.4 cm y la de *V. crassiramea* 8.8 ± 5.9 cm, las pronunciadas diferencias en esta variable entre los individuos de cada especie, generan los resultados antes mencionados (Fig. 3). TCR en altura promedio de las plántulas de *V. crassiramea* durante sus primeros 5 meses de edad fue de 0.0160 cm/día (d.e. ± 0.0041) y la de *U. europaeus* de 0.020 cm/día (d.e. ± 0.0039), durante el segundo y tercer mes las TCR en altura de las dos especies fueron semejantes ($F=0.17$, $gl=1$, $p=0.701$) (Fig 4).

Crecimiento de plantas jóvenes sembradas en matrices de *L. mirabilis*

Tras ocho meses de siembra, los individuos transplantados de vivero, presentaron condiciones fenológicas y fitosanitarias óptimas (Imagen 9), alcanzaron $1(0.2)$ m de altura y $0.7(0.2)$ m² de cobertura (Tabla 5), con ramificaciones desde muy cerca de la superficie del suelo (9 ramas). La TCR en altura fue de 0.01076 cm/día (d.e. ± 0.0075) y la de cobertura 0.00981 cm²/día (d.e. ± 0.0031) (Tabla 6). Tras una helada de mediados de diciembre de 2008, individuos con 3 meses de siembra en zona de control de *U. europaeus*, presentaron necrosis en hojas y posterior rebrote en yemas activas de las ramas. Individuos con 6 meses de siembra en el mismo claro, pero dentro de matriz de una *L. mirabilis*, no tuvieron daños, a excepción de pocas hojas expuestas quemadas en algunos individuos.

Enraizamiento de estacas

Los rebrotes comenzaron a desarrollarse a partir del primer mes, proceso que continuó hasta el tercer mes alcanzando una tasa de éxito de 37%. Durante el cuarto y quinto mes algunos rebrotes se secaron, manteniéndose hasta el octavo mes una tasa de éxito de 18%.

Tabla 5. Altura y cobertura promedio de individuos sembrados dentro de matrices de *L. mirabilis*, en área de control de *U. europaeus*. En paréntesis la desviación estándar.

	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Ene
Altura	11	23	30	49	64	74	87	101
cm	(2)	(5)	(7)	(10)	(12)	(15)	(17)	(21)
Cobertura cm ²	-	-	-	-	2987	4513	5786	7137
					(1169)	(1708)	(2033)	(2644)

Tabla 6. Tasa de Crecimiento Relativa promedio de individuos sembrados dentro de matrices de *L. mirabilis*, en área de control de *U. europaeus*. En paréntesis la desviación estándar.

	$\Delta T1$	$\Delta T2$	$\Delta T3$	$\Delta T4$	$\Delta T5$	$\Delta T6$	$\Delta T7$	Media
TCR altura cm/día	0.02514	0.00975	0.01610	0.00904	0.00487	0.00570	0.00470	0.01076
	(0.0084)	(0.0046)	(0.0048)	(0.0037)	(0.0030)	(0.0033)	(0.0034)	(0.0075)
TCR cobertura cm ² /día	-	-	-	0.01044	0.01379	0.00839	0.00662	0.00981
				(0.0073)	(0.0068)	(0.0049)	(0.0039)	(0.0031)

DISCUSIÓN

En el área de estudio, los vientos de la época seca del año, dispersan de cada individuo de *V. crassiramea*, miles de aquenios portando una semilla viable. Tal esfuerzo reproductivo puede llegar a generar una lluvia de semillas amplia y uniforme (Gómez-Pompa & Vázquez-Yanes 1985). Esta estrategia le permite en el bosque, a árboles altos y de rápido crecimiento, aprovechar ciertas formas de perturbación generadoras de claros en la vegetación, imposibles de predecir espacialmente (Grime 1989). Las semillas de *V. crassiramea* presentan la potencialidad de germinar al momento de ser dispersadas, como ocurre en la mayoría de árboles pioneros (Vázquez-Yanes & Orozco-Segovia 1987). Una porción amplia de las semillas dispersadas, germina rápidamente, si arriban a un suelo descubierto y húmedo, mientras sobre una porción más pequeña, se adelantan procesos de enterramiento. Para *Verbesina greenmanii*, una especie abundante en vegetación secundaria de claros de selva cálida y semicálida de México, Vázquez-Yanes & Orozco-Segovia (1982) reportan que “Una porción amplia de las semillas germina pronto luego de su dispersión y una parte más pequeña se integra al suelo, permaneciendo viables y latentes del 5-10% al menos por un año, tras un estímulo como la apertura del dosel, las semillas sobrevivientes son capaces de germinar y establecerse”. Aunque son necesarias estas investigaciones para *V. crassiramea*, la anterior descripción puede indicarnos un posible comportamiento para esta especie. El orden de arribo de las especies en un suelo recién denudado, influye sobre las interacciones de competencia entre las plantas colonizadoras y por ende en el desarrollo de la dinámica de la vegetación (van der Valk 1992). En un suelo recién denudado, el banco de semillas garantiza la presencia de *V. crassiramea* en áreas donde este se ha conformado, en su ausencia, el arribo temprano estaría sujeto a una dispersión oportuna de semillas.

En las parcelas de adición de semillas de la especie en el área de control de retamo espinoso, las plántulas de *V. crassiramea* crecieron a una TCR durante los primeros 6 meses de edad, semejante a la de las plántulas de *U. europaeus* de la misma edad, resultados que nos permiten afirmar que las plántulas de *V. crassiramea* presentan un rápido crecimiento. Este rasgo es fundamental en claros de vegetación, donde el éxito entre las herbáceas y plántulas de los árboles, puede depender considerablemente de la capacidad para competir por la luz y para proyectar hojas, por encima de la capa herbácea (Grime 1989).

Dispersión anemócora, considerable producción de semillas de alta viabilidad, alto porcentaje de germinación con bajos requerimientos y rápido crecimiento de las plántulas, son rasgos que subyacen a una habilidad colonizadora de *V. crassiramea*, de importancia para la sostenibilidad de procesos de restauración, en ambientes donde la competencia por luz es fundamental, específicamente en estrategias que contemplen la creación de claros en la vegetación. Este conjunto de rasgos hacen a la especie potencialmente adecuada para la adición de semillas directamente en el suelo del área a restaurar (Engel & Parrotta 2001), teniendo en cuenta las siguientes condiciones de manejo óptimo en esta técnica: eliminación previa de cobertura de especies invasoras (Engel & Parrotta 2001), preparación del suelo generando diversidad de condiciones microtopográficas (Doust *et al.* 2006), evitar la pérdida de semillas por predación o arrastre por diferentes agentes ambientales (Florentine & Westbrooke 2004) y garantizar condiciones de alta humedad. Para próximos ensayos de esta técnica, luego del resultado de alta tasa de establecimiento, se recomienda una densidad de siembra menor a la realizada (1gr/m²), con el fin de evitar la competencia intraespecífica. Algunos de los rasgos antes citados para la especie favorecen el manejo de la propagación en vivero (Blakesley *et al.* 2002, Elliott *et al.* 2003).

Las plantas sembradas en matrices de *L. mirabilis* en el área de control de *U. europaeus*, presentaron un buen desempeño, por sus optimas condiciones fenológicas y fitosanitarias y altas TCR tanto en altura como en cobertura. La ramificación desde muy cerca de la superficie del suelo, desde las etapas tempranas de crecimiento, genera expansión lateral del follaje, en contraste con la mayoría de árboles y semejante a los arbustos, quienes por tal ventaja, tienden a dominar las etapas iniciales de la vegetación en hábitats productivos (Grime 1989). Sin embargo dependiendo de las condiciones en las que se desarrollen, las plantas jóvenes de *V. crassiramea* adoptan un patrón de crecimiento. Bajo el dosel de adultos de la misma especie, pequeños claros y bordes de bosques, los individuos de *V. crassiramea* maximizan el crecimiento en altura a expensas del crecimiento en diámetro, alcanzando alturas de 8 m, con un diámetro del tronco de tan solo 4 cm. Estrategia descrita por Gavin & Peart (1999), para *Tetramerisca glabra* (árbol del bosque húmedo en Indonesia), quienes discuten, las ventajas que implica este patrón de crecimiento, tanto en el sotobosque como en condiciones de claros del dosel, donde una mayor altura de tan solo unos pocos metros, confiere grandes beneficios de incrementos en la iluminación, hace

posible que los individuos jóvenes puedan crecer cerca de sus límites de volcamiento, es decir en una relación de altura y diámetro, que las hace propensas a carecer de estabilidad estructural y caer si no tiene un soporte de la vegetación vecina. Dentro de matorrales de *U. europaeus*, así como de chusque y plantaciones de especies exóticas, se encuentran individuos de *V. crassiramea*, con un patrón de crecimiento semejante al descrito anteriormente, posiblemente se establecieron cuando se generó un claro en estas matrices, siendo la rápida elongación del tallo así como la plasticidad morfológica, un conjunto de rasgos que le confiere a *V. crassiramea*, la habilidad de aprovechar los pequeños claros y ubicar su follaje fuera de la matriz en los dos primeros casos y en un estrato de mayor iluminación en el tercero (Imagen 10).

La plasticidad morfológica en la sombra, es mayor en especies heliófilas que en especies tolerantes a la sombra (Grime 1989), característica observada en *V. crassiramea*, sin embargo sus semillas pueden germinar en ausencia de luz y posee estrategias efectivas para establecerse en pequeños claros.

El rápido crecimiento es el resultado de la conjunción de una serie de características. En *V. crassiramea*, la formación de los tejidos de troncos y ramas, con una médula amplia y alto contenido de humedad, características reflejadas en la baja densidad específica del leño y contenido de materia seca de las ramas (Cornelissen *et al.* 2003), demanda un gasto energético bajo, siendo posible un crecimiento rápido, con una inversión mínima de productos de la fotosíntesis (Gómez-Pompa & Vázquez-Yanes 1985). Si nos permitimos extrapolar el valor de producción de hojarasca de *V. crassiramea*, determinado en el estudio, a un año (5.84 Mg/ha*año), podemos decir que se encuentra dentro del rango de otros bosques montanos y es alta si la comparamos con los aportes por especie (Vargas-Parra & Varela 2007), condición acorde con la longevidad de las hojas de *V. crassiramea*. La alta producción de hojarasca indica una tasa de reposición de hojas acelerada, relacionándose con el mantenimiento de la eficiencia fotosintética (Guevara & Vázquez-Yanes 1985), permitiendo un crecimiento rápido y una capacidad de acoplarse a los cambios del ambiente. Si nos permitimos comparar con los resultados de Montenegro & Vargas (2008) para especies leñosas de borde del bosque altoandino, *V. crassiramea* se encuentra en el grupo de especies con área foliar específica alta (mayor a 100cm²/g) y bajo contenido de materia seca foliar (menor a 0,2g/g), características que se asocian con una rápida producción de biomasa, unida a un rápido recambio de nutrientes y tejidos, así como una tasa de crecimiento potencial alta (Cornelissen *et al.* 2003).

Se presentan consecuencias importantes, de al menos dos procesos metabólicos que acompañan el rápido crecimiento:

- Al ser los puntos de compensación y saturación fotosintética altos, se genera la imposibilidad de crecimiento bajo sombra (Guevara & Vázquez-Yanes 1985).
- El crecimiento rápido solo se puede dar en condiciones de alta humedad, como lo indican las altas tasas de transpiración en especies de rápido crecimiento (Guevara & Vázquez-Yanes 1985).

Lo anterior aunque no ha sido estudiado específicamente en *V. crassiramea*, es importante para definir los requerimientos de la especie y su adecuado empleo en procesos de restauración. Adicionalmente Díaz-Espinosa (2007), indica posibles compromisos (*trade off*) entre la capacidad de crecer rápidamente y tolerar heladas. Efectivamente la especie presenta tolerancia media a heladas, con alto potencial de regeneración luego de un evento, aunque reiteraciones de heladas severas, podrían afectar drásticamente la sobrevivencia, por lo que se aconseja un dosel previo que las proteja en las primeras etapas de desarrollo, como el generado por *L. mirabilis* (Díaz-Espinosa 2007).

Una vigorosa capacidad de retoñar es fundamental como mecanismo para persistir tras un disturbio (Glenn-Lewin & van der Maarel 1992, Loehle 2000), no solo tras el fuego o la tala, sino como se mencionó anteriormente, ante heladas, un fenómeno recurrente en ecosistemas altoandinos, donde constituye una de las barreras a la restauración ecológica (Díaz-Espinosa 2007).

La capacidad de rebrotar y de conformar bancos de semillas de *V. crassiramea* (confirmadas en esta investigación) y de *L. mirabilis* (Díaz-Espinosa 2004), implica que la conformación de un dosel mixto con estas dos especies, avanza en la recuperación de la resistencia a disturbios y resiliencia de los ecosistemas asistidos.

En comunidades con dosel cerrado, las plántulas tienen un bajo desempeño, siendo la reproducción vegetativa, la forma dominante de regeneración (Loehle 2000, Pywell *et al.* 2003). La habilidad de regeneración vegetativa, se suma a las habilidades de colonización, de crecer rápidamente y de ajustar el patrón de crecimiento a los cambios ambientales, para permitir el establecimiento y persistencia de *V. crassiramea* en condiciones de fuerte competencia por luz. Dado que esta última interacción es fundamental en las estrategias de control de *U. europaeus*, *V. crassiramea* presenta el conjunto de rasgos requeridos para la generación de doseles en tales estrategias.

Al ser el sistema radical de las especies pioneras arbóreas, menos especializado que el de especies primarias, pueden salvar más fácilmente los problemas del establecimiento en suelos desnudos y perturbados (Gómez-Pompa & Vázquez-Yanes 1983). Sin embargo es importante precisar, que en las primeras etapas de la sucesión en hábitats con restricciones altas, o de productividad baja, el establecimiento de especies con los rasgos de las pioneras arbóreas, se ve limitado, por el temprano agotamiento de recursos, estableciéndose arbustos tolerantes a las restricciones y en algunos casos fijadores de nitrógeno (Grime 1989), siendo *U. europaeus*, en el área de estudio, una de las especies oportunistas de tales condiciones. Es pertinente recordar, que en la fase diagnóstica de un proceso de restauración, se define si es necesario desarrollar una fase de rehabilitación del suelo y el régimen hidrológico, antes de proceder a otros aspectos (Vargas 2007), como lo sería la conformación de doseles arbóreos en estrategias de control de *U. europaeus*, en tales circunstancias el establecimiento de matrices de *L. mirabilis*, previo a la siembra de *V. crassiramea*, es una alternativa viable. Se realiza

esta precisión dado el crecimiento diferencial de *V. crassiramea* sobre suelos alterados (Cabrera cap 8. en este libro).

Una matriz mixta de *V. crassiramea* y *L. mirabilis*, reúne en principio las características requeridas para evitar el restablecimiento del matorral de *U. europaeus* (Fig. 5), por supuesto esta matriz es solo una base, debe ser enriquecida, procurando diversidad de estrategias e interacciones, en últimas la mejor alternativa para afrontar las invasiones biológicas y encaminar un proceso de restauración ecológica.

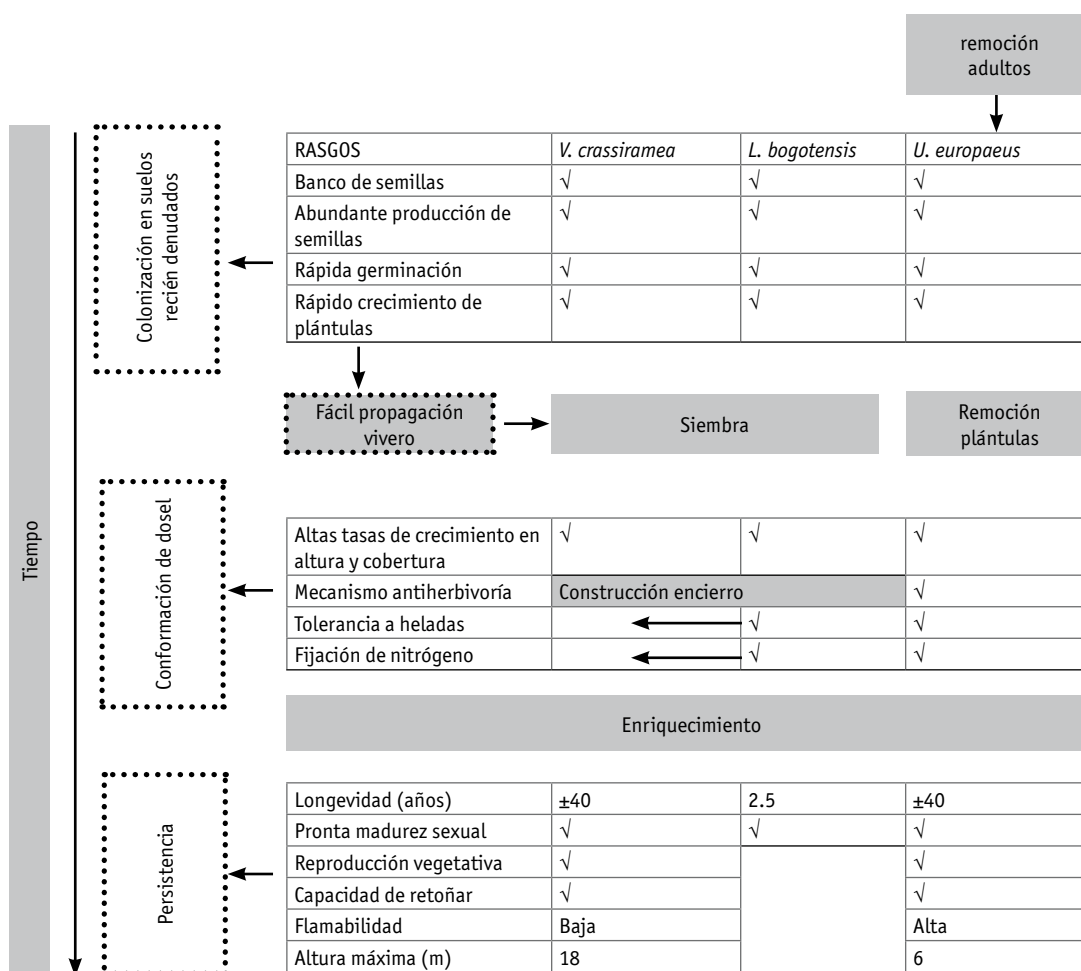


Figura 5. Algunos Rasgos de *V. crassiramea* y *L. mirabilis* de importancia en estrategia de control de *U. europaeus*. Habilidades resultantes del conjunto de rasgos (recuadros punteados). Acciones en la estrategia (recuadros grises), presencia de rasgo (✓).

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a mi Familia y a Mauricio, por su apoyo vital, ayuda en montaje de parcelas y toma de datos; Vicente, Ana, guardabosques y sus familias por su aporte en muchos sentidos; Angélica López por su asesoría estadística; Mónica Cuervo por su ayuda constante en el laboratorio de Vegetal; Federico García por su acompañamiento en la identificación de la especie; Adriana Díaz por compartir sus conocimientos y sus plántulas de *L. mirabilis*; compañeros del proyecto, Universidad Nacional y Secretaría de Ambiente por hacer posible este conjunto de investigaciones.



8.

Crecimiento diferencial de *Verbesina crassiramea* (Asteraceae) sobre suelos alterados en predios del embalse de Chisacá (Localidad de Usme, Bogotá D.C.)

Diego Mauricio Cabrera-Amaya / Orlando Vargas Ríos

RESUMEN

Se evaluó el crecimiento de la especie pionera nativa *Verbesina crassiramea* Blake sobre suelos en diferente estado de alteración en los predios aledaños al embalse de Chisacá. Se utilizó un diseño completamente aleatorizado en parcelas divididas con 4 suelos (tratamientos), cada uno con 20 individuos juveniles trasplantados. Se midieron 6 variables respuesta: altura, cobertura, diámetro basal y sus respectivas tasas de crecimiento relativo (TCR). Se aplicaron MANOVAS de medidas repetidas en el tiempo para las 3 primeras y ANOVAS para las TCR con el fin de evaluar diferencias en el crecimiento de esta especie entre tratamientos y su comportamiento a lo largo del muestreo, además de regresiones lineales simples con el fin de evaluar la relación entre crecimiento observado y las variables fisicoquímicas del suelo. Los resultados indican diferencias significativas de crecimiento entre los suelos estudiados, que se manifiestan paulatinamente conforme avanza el muestreo y se evidencian dos grupos conformados por los dos suelos más alterados en primer lugar y los dos menos alterados en segundo. Las regresiones muestran una relación lineal entre las variables del suelo Cu y Mn, y una más leve entre % arena y % arcilla. Se concluye que el crecimiento de esta especie es diferencial bajo las condiciones estudiadas y además que *V. crassiramea* resulta ser poco tolerante al estrés que ocasiona el transplante sobre suelos muy alterados. Por esta razón se recomienda no usar esta especie sobre suelos con fuerte alteración de su estructura o tomar medidas en cuanto al sustrato para las plántulas o micorrizas para garantizar un mejor desempeño.

PALABRAS CLAVE

Crecimiento, desempeño diferencial, especies pioneras, suelos alterados, restauración ecológica, *Verbesina crassiramea*.

INTRODUCCIÓN

Las plantas pioneras nativas son usadas frecuentemente en restauración ecológica para la generación de coberturas vegetales en ambientes alterados por el hombre. Sin embargo, existen muchas especies nativas pioneras en nuestro país que no han sido estudiadas y que tienen gran potencial para la restauración ecológica por presentar características como generación de una amplia cobertura, capacidad de colonización de ambientes alterados, alta producción de semillas y fácil dispersión, entre otras. *V. crassiramea* es una de esas especies, razón por la cual se desconoce cómo podría desempeñarse esta especie bajo condiciones ambientales distintas, especialmente sobre suelos que han recibido diferentes tipos de alteración en su historia reciente y que se encuentran en zonas de interés para la restauración.

En la naturaleza existen diversos filtros y procesos que determinan la presencia o ausencia de las especies en un lugar particular, así como la forma en que estas se manifiestan en el tiempo y en el espacio (Gurevitch *et al.* 2002; Lambers *et al.* 2008). En algunos modelos es posible encontrar filtros históricos, fisiológicos y ecológicos que intervienen, respectivamente, en la probabilidad de las especies de: a) llegar a un lugar; b) de germinar, crecer, sobrevivir y reproducirse en situaciones particulares; y c) de competir con otras especies o defenderse de ellas (Lambers *et al.* 2008). Por otro lado, tal como propone Pickett *et al.* (1987), los principales procesos que intervienen en la dinámica de la vegetación son: a) aquellos que afectan la disponibilidad de sitios para el establecimiento (como los disturbios); b) los que producen una oferta diferencial de especies en dichos sitios (como la dispersión y la permanencia de propágulos); y c) aquellos que producen el desempeño diferencial de dichas especies (como la ecofisiología, los rasgos de historia de vida, la disponibilidad de recursos y las interacciones ecológicas). En ambos casos se pone de manifiesto el gran papel que desempeñan los rasgos de historia de vida de las especies en la dinámica de la vegetación, pues como mecanismos de adaptación permiten a las especies optimizar su supervivencia y garantizar su reproducción (Charnov 1993). Estos rasgos son característicos de ciertas etapas del desarrollo de los individuos, y se adecuan a sucesos y condiciones ecológicas determinadas, además de estar relacionados con características físicas como tamaño del individuo, número de eventos reproductivos al año, tipo de polinización, estrategias K y r, tipos de dispersión, capacidad de reproducción vegetativa, entre otras (Roff 1992; Stearns 1992).

Así mismo, otros autores como Grime (1989) y Noble & Slatyer (1980) han reconocido ampliamente el papel de los procesos fisiológicos fundamentales detrás de las adaptaciones de las plantas y su relación con los procesos que regulan la vegetación, tales como los disturbios y el estrés, temas a los que recientemente se ha empezado a prestar mucha atención en restauración ecológica. Como ejemplo de ello cabe mencionar la revisión sobre el tema que hacen Ehleringer & Sandquist (2006) para la Society for Ecological Restoration International (SERI), en la cual se resalta la importancia de conocer la ecofisiología y la bioquímica de los mecanismos de adaptación de las

plantas a su entorno físico, pues éstos dan una idea del impacto de los ambientes alterados sobre el desempeño que tendrían las especies en el marco de un programa de restauración. Dentro de dichos mecanismos, cobra especial importancia en restauración la tolerancia al estrés (Ehleringer & Sandquist 2006), entendiendo como estrés a aquel factor ambiental que reduce la tasa de algunos procesos fisiológicos, como el crecimiento o la reproducción, por debajo de la tasa máxima que las especies son capaces de sostener (Azcón-Bieto & Talón 2003; Lambers *et al.* 2008).

Ehleringer & Sandquist (2006) además mencionan algunos de los procesos generadores de estrés en plantas más frecuentes en escenarios de restauración: en primer lugar están los procesos por encima del suelo como alta radiación y variaciones microclimáticas; y en segundo lugar están los procesos por debajo del suelo como la disponibilidad de agua y de nutrientes, las cuales a su vez están asociadas con condiciones de alteración significativa de los suelos. Estas condiciones pueden afectar tanto la probabilidad de las plantas de encontrar los recursos del suelo, que son críticos para el crecimiento, como su habilidad de adquirirlos y utilizarlos (Ehleringer & Sandquist 2006), y por ende, esto provoca que en ocasiones el suelo se convierta en una barrera para la restauración (Díaz-Triana 2007). Así mismo, autores como Bradshaw (1983) han trabajado con la reconstrucción asistida de ecosistemas alterados o destruidos teniendo en cuenta alteraciones físicas y químicas del suelo, Bassett *et al.* (2005) y Kyle *et al.* (2007) evaluaron el efecto de la compactación del suelo sobre el establecimiento de plántulas y de especies exóticas respectivamente, y Bloomfield *et al.* (1982) estudiaron las deficiencias de nutrientes como limitante para la reclamación de tierras abandonadas. En otros trabajos se discute sobre el uso de especies nativas para recuperar funciones del suelo y hacer frente a las invasiones (Douterlungne 2005), remediar alteraciones graves en sus características físico-químicas (Becerril *et al.* 2007) o generar coberturas vegetales en zonas con pérdida del suelo (Renison *et al.* 2005).

Por otro lado, en Colombia se han realizado estudios acerca del crecimiento de especies pioneras nativas en condiciones diferenciales de alteración a nivel de clima (Díaz-Espinosa 2007), de hábitats contrastantes (Díaz-Espinosa *et al.* 2007), como facilitadoras para la introducción de especies leñosas (Díaz-Martín *et al.* 2007), contrastando el desempeño diferencial de varias especies pioneras nativas bajo las mismas condiciones de alteración (León *et al.* 2007) o buscando especies pioneras clave para la restauración a través del estudio de sus rasgos de historia de vida (Rodríguez & Vargas 2007; Montenegro & Vargas 2007).

A pesar de todo, en nuestro país no se reportan, hasta el momento de esta investigación, estudios sobre rasgos de historia de vida de *V. crassiramea* tales como el crecimiento vegetativo, así como tampoco sobre los factores bióticos y abióticos que lo afectan, y tampoco alguno que documente su uso en proyectos de restauración. Por esta razón, el GREUNAL recientemente ha iniciado investigaciones para estudiar el potencial de *V. crassiramea* como especie pionera (véase Ávila & Vargas cap. 11 y Franco & Vargas cap. 7 en este volumen), de los cuales el presente trabajo tuvo

como objetivo evaluar el crecimiento diferencial de esta especie sobre suelos alterados en predios aledaños al embalse de Chisacá. Las preguntas de trabajo fueron: a) ¿Cuáles son las principales características físicoquímicas del suelo en los tratamientos? b) ¿El crecimiento es diferencial sobre dichos suelos? c) ¿Cómo se comportan las variables de crecimiento a lo largo del muestreo? d) ¿Cuáles variables físicoquímicas del suelo se encuentran relacionadas con el crecimiento observado? y e) de acuerdo con lo observado ¿Es adecuada esta especie para utilizar en la restauración ecológica del área de estudio?

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se realizó en predios aledaños al Embalse de Chisacá, de propiedad de la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (EAAB-ESP), el cual hace parte de la zona rural de la localidad de Usme, hacia el sur del Distrito Capital de Bogotá (Mora *et al.* 2007). El embalse pertenece a la cuenca del río Tunjuelo y se encuentra en el rango de los 3000 y 3300 m, ubicándose en la franja de vegetación correspondiente a Bosque Altoandino (van der Hammen 1998); también presenta una precipitación media anual de 765,2 mm, con variaciones entre 900 – 1300 mm (datos de 1928-2006, estación El Hato) y presenta una temperatura promedio anual de 9.2 °C, con oscilaciones entre 9 °C y 12 °C (datos 1990-2005, estación Las Sopas) (León *et al.* Cap. 2 en este volumen). Los suelos de esta región son Inceptisoles pertenecientes al grupo Dystrandeps del suborden Andepts, los cuales corresponden a las series Cabrera-Cruz Verde, y se caracterizan por ser generalmente ricos en materia orgánica, ácidos, poco evolucionados, con influencia de cenizas volcánicas y arcillas alofónicas, altos contenidos de compuestos amorfos de aluminio y por presentar una alta fijación de fósforo (Cortés 1970; Zuñiga 1986). La zona cercana a la represa o dique del embalse presenta un historial de disturbios antrópicos que se remonta a la tala de bosque desde tiempos de la colonia entre los siglos XVII y XIX, pasando por la introducción de agricultura y ganadería que transformaron el paisaje hacia la misma época, dando paso a la posterior potrerización entre finales del siglo XIX y la primera mitad del siglo XX (estimulada por el incremento de la ganadería y el abandono de muchos cultivos debido al latifundismo) (Figura 1) Más tarde, con el inicio de las obras de la represa de Chisacá, en la década de los 50 del siglo pasado, ocurre la denudación del suelo, deposición de residuos de construcción e incluso remoción de sus horizontes superficiales por maquinaria pesada, lo cual facilitó la invasión del retamo espinoso (*Ulex europaeus*) una vez introducido allí en décadas posteriores (Figura 1). Finalmente, el manejo previo del sitio incluyó la quema controlada del matorral y el posterior arado mecánico con ayuda de un tractor, esto con el objetivo de permitir la puesta en marcha de las investigaciones del convenio 041-2007 entre la Universidad Nacional de Colombia, la SDA y la EAAB.

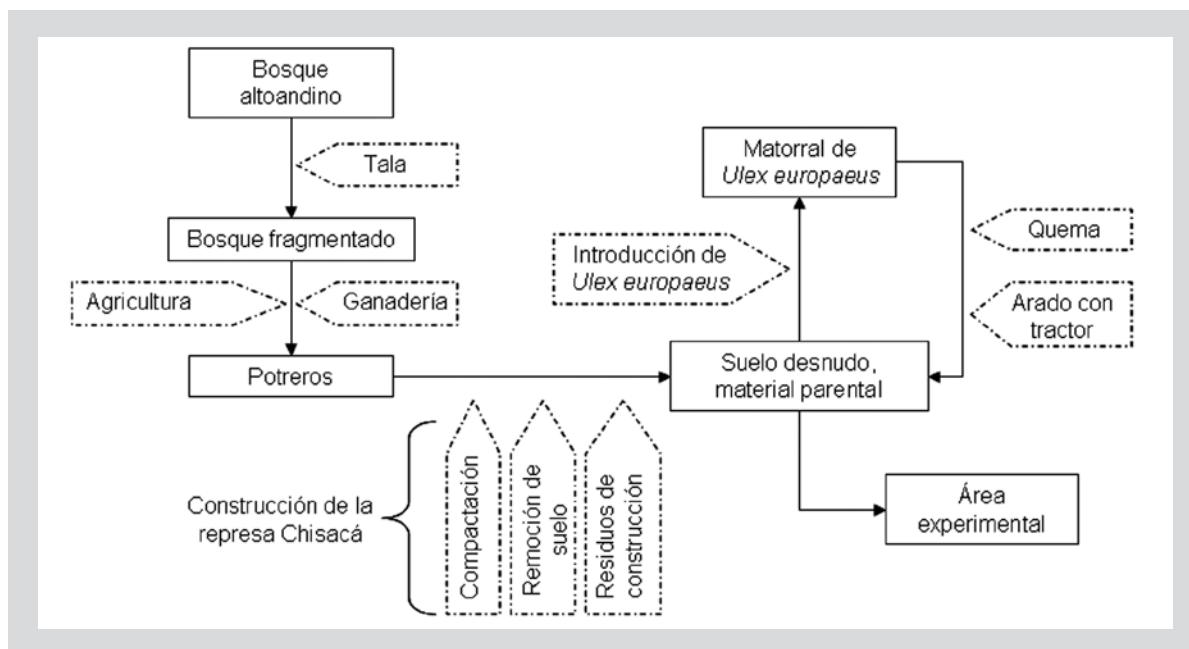


Figura 1. Historial de disturbios en el área de estudio cercana a la represa (dique) del embalse de Chisacá. Los recuadros en línea discontinua corresponden a disturbios.

Diseño experimental

Se utilizó un diseño completamente aleatorizado de dos factores con medidas repetidas en uno de ellos (Dean & Voss 1999; Hedeker & Gibbons 2006); en donde el factor *suelo* involucró cuatro tratamientos, y el factor repetido *tiempo* involucró 14 semanas de muestreo. Los tratamientos, definidos según su textura, corresponden a los suelos *Franco-Arcilloso*, *Fraco-Arcilloso-Arenoso-1* (*Franco-Ar-A-1*), *Franco-Arcilloso-Arenoso-2* (*Franco-Ar-A-2*) y *Franco-Arenoso*. Cada uno de estos tratamientos contó con 20 individuos, excepto *Franco-Arcilloso* con 13 individuos, dado que en éste murieron 7 individuos antes de iniciar el muestreo. Dicho diseño se aplicó a tres variables respuesta relacionadas con el crecimiento: *altura*, *cobertura* y *diámetro basal*. Sin embargo, se usó un diseño completamente aleatorizado de un solo factor (*suelo*) para las *tasas de crecimiento relativo* (*TCR*) de las tres variables iniciales (*TCR-altura*, *TCR-diámetro-basal* y *TCR-cobertura*), calculadas según la ecuación: $TCR = (\ln Variable_{final} - \ln Variable_{inicial}) / (tiempo_{final} - tiempo_{inicial})$ (Hunt 1990).

Obtención de datos

Los individuos usados en el trabajo pertenecen a la especie *V. crassiramea* Blake (Asteraceae) natural de la cuenca alta de los ríos Bogotá, Sumapaz y Ubaté-Suarez en el departamento de Cundinamarca. Las semillas se recolectaron de 10 individuos cercanos a la zona de estudio, luego en el invernadero se dispusieron sobre bandejas con un sustrato de cascarilla y tierra de jardín, y después de la germinación se sembraron en bolsas (Franco & Vargas, cap. 7 en este volumen). Durante junio de 2008 se trasplantaron 80 individuos entre 15 y 20 cm de altura a las parcelas

experimentales de 16 m² (4 x 4 m), en las cuales se sembraron 20 individuos por tratamiento, distribuidos como se muestra en la Figura 2. Se realizaron mediciones semanalmente a lo largo de 3 meses aproximadamente, entre el 14 de septiembre de 2008 y el 14 de diciembre del mismo año. Las medidas se tomaron con flexómetro para altura y cobertura, y con calibrador para diámetro basal. La altura se tomó en vertical desde el suelo hasta el ápice más alto de la planta (Imagen 1a). El diámetro basal se midió como el diámetro del tallo medido a nivel del suelo (Imagen 1b). La cobertura se calculó como el área de un rombo a partir de envergadura máxima de las hojas en cada eje horizontal (Imagen 1c). Se tomaron muestras de suelo a 10 cm de profundidad en diferentes puntos de las parcelas para conformar una muestra compuesta de cada tratamiento, las cuales se enviaron al laboratorio de aguas y suelos de la Facultad de Agronomía de la Universidad Nacional de Colombia para analizar características físico-químicas como: porcentaje de arenas limos y arcillas, textura del suelo, pH, carbono orgánico oxidable, macronutrientes (N, P), micronutrientes (Cu, Fe, Mn, Zn, B), bases intercambiables (K, Ca, Mg, Na) y capacidad de intercambio catiónico.

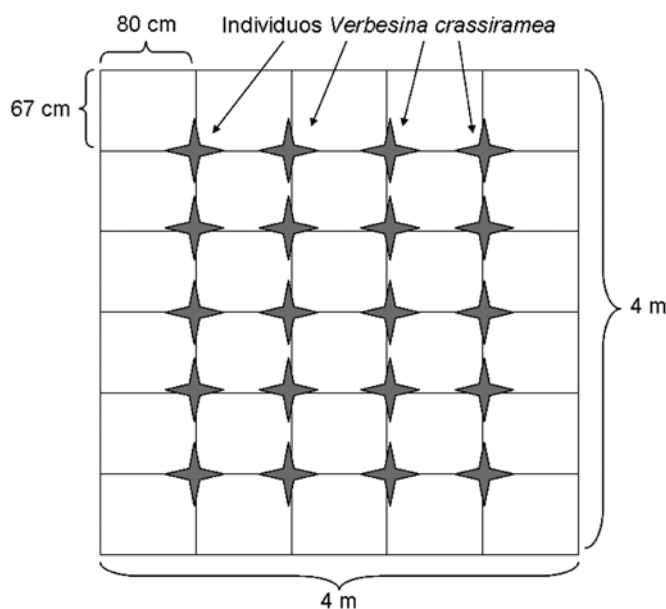


Figura 2. Distribución de los individuos en las parcelas experimentales.

Análisis de datos

Se efectuaron MANOVAs de medidas repetidas (Zar 1999; Twisk 2003; Hedeker & Gibbons 2006) para las variables *altura*, *diámetro basal* y *cobertura* con el fin de evaluar diferencias significativas de crecimiento entre tratamientos (factor *suelo*) y diferencias significativas del crecimiento entre tratamientos para cada fecha de muestreo (interacción *tiempo-suelo*). Para detectar cuáles tratamientos presentaron diferencias entre sí se efectuaron comparaciones múltiples a través de los estadísticos DHS de Tukey y T3 de Dunnet según fuera conveniente, así como comparaciones múltiples entre los niveles del factor *suelo* para cada nivel del factor *tiempo* con el fin de detectar cambios en el crecimiento diferencial en diferentes etapas del muestreo. También se llevaron a

cabo ANOVAs para evaluar diferencias de TCR entre tratamientos, acompañadas nuevamente de comparaciones múltiples usando las pruebas DHS de Tukey y T3 de Dunnett. Finalmente se realizaron regresiones lineales simples entre las TCR y las variables físico-químicas del suelo con el fin de encontrar las variables relacionadas con el crecimiento diferencial; fue imposible realizar un tratamiento más apropiado como una regresión múltiple debido a la colinealidad de gran parte las variables. Todas las pruebas estadísticas utilizaron un nivel de significancia de 0,05 y se efectuaron con ayuda del software SPSS 16.0.

RESULTADOS

Resumen de las principales características físicoquímicas de los tratamientos

Franco-Arcilloso. Textura franco-arcillosa (FrA), pendiente leve, color amarillo y remoción de los horizontes A y B por maquinaria pesada en la construcción de la represa, porcentaje de N bajo para clima frío, contenido de P y Mg bajo e intermedio para K y Ca (Tabla 1). *Franco-Ar-A(1)*. Textura franco-arcillosa-arenosa (FrArA), pendiente pronunciada, color pardo violeta y remoción de los horizontes A y B por erosión y deslizamientos; porcentaje de N alto para clima frío, contenido de P bajo y alto para K, Ca y Mg (Tabla 1). *Franco-Ar-A(2)*. Textura franco-arcillosa-arenosa (FrArA), color pardo, pendiente leve y remoción de los horizontes A y B por erosión; porcentaje de N intermedio para clima frío, contenido de P bajo, intermedio para K y alto para Ca y Mg (Tabla 1). *Franco-Arenoso*. Textura franco-arenosa (FrAr), color pardo-grisáceo, pendiente leve y remoción del horizonte A por maquinaria pesada y acumulación de algunos materiales de construcción de la represa tales como grava; porcentaje de N intermedio para clima frío, contenido de P y Mg intermedio y alto para K y Ca (Tabla 1).

Tabla 1. Principales características físico-químicas de cada uno de los tratamientos.

		Tratamiento			
		Franco-Arcilloso	Franco-Ar-A(1)	Franco-Ar-A(2)	Franco-Arenoso
Características físicas	Arcilla (%)	36	20	28	14
	Limo (%)	21	25	23	21
	Arena (%)	43	55	49	65
	Textura	Franco-Arcilloso (FAr)	Franco-Arcilloso-Arenoso (FArA)	Franco-Arcilloso-Arenoso (FArA)	Franco-Arenoso (FA)
	Color	Amarillo	Pardo-violeta	Pardo	Pardo-grisáceo
	Inclinación	5°	30°	15°	5°
Acidez	pH	5,4	5,2	5,5	5,4
Macronutrientes	(CO) Carbono orgánico oxidable (%)	1,46	6,13	3,37	4,58
	N (%)	0,13	0,53	0,29	0,39
	P (mg/kg)	3,43	12,1	10,5	31,9

		Tratamiento			
		Franco-Arcilloso	Franco-Ar-A(1)	Franco-Ar-A(2)	Franco-Arenoso
Micronutrientes (mg/kg)	Cu	0,53	0,54	0,63	0,77
	Fe	48	119	56,5	155
	Mn	4,97	6,41	8,03	10,4
	Zn	0,94	1,3	1,12	2,39
	B (mg/kg)	0,15	0,23	0,19	0,3
Bases intercambiables (meq/100g)	K	0,28	0,75	0,27	0,66
	Ca	3,34	7,53	13,4	8,37
	Mg	1,26	2,11	2,69	1,84
	Na	0,08	0,09	0,09	0,11
Intercambio catiónico (meq/100g)	Acidez intercambiable (AI)	0	1,05	0	0
	Capacidad de intercambio catiónico (CIC)	4,97	11,5	16,5	4,97
	CIC efectiva (CICE)	10,3	27,2	25,2	10,3

Crecimiento diferencial

Las diferencias de crecimiento entre los tratamientos fueron significativas para *altura* ($F=11.021$, $df=3$, $P<0.001$), *diámetro basal* ($F=20.682$, $df=3$, $P<0.001$) y *cobertura* ($F=26.323$, $df=3$, $P<0.001$). Las comparaciones múltiples para *altura*, *diámetro basal* y *cobertura* entre tratamientos muestran que no hay diferencias significativas ($P>0,05$) entre *Franco-Arcilloso* y *Franco-Ar-A(1)* ni entre *Franco-Arenoso* y *Franco-Ar-A(2)*, formando grupos homogéneos que sí presentan diferencias entre ellos ($P<0,01$)(Fig. 3). Igualmente, las diferencias entre tratamientos son significativas a través del tiempo para *altura* (Lambda de Wilks: $F=2,035$ $gl_b=39$ $gl_e=169,537$ $P<0,001$), *diámetro basal* (Lambda de Wilks: $F=3,617$ $gl_b=39$ $gl_e=169,537$ $P<0,001$) y *cobertura* (Lambda de Wilks: $F=2,812$ $gl_b=39$ $gl_e=167$ $P<0,001$). Las comparaciones múltiples para cada fecha de muestreo concuerdan con la tendencia de la prueba global de los grupos homogéneos *Franco-Arcilloso*/*Franco-Ar-A(1)* y *Franco-Arenoso*/*Franco-Ar-A(2)* (Fig. 3), aunque muestra que las diferencias entre los tratamientos se manifiestan en momentos diferentes para la variable *altura* (Fig. 3a): en las primeras tres semanas los grupos homogéneos no son del todo evidentes excepto por la diferencias entre *Franco-Arcilloso* y *Franco-Arenoso*; entre las semanas 4 y 5 aparece claramente el grupo *Franco-Arenoso* y *Franco-Ar-A(2)* diferenciado de *Franco-Arcilloso*, pero con *Franco-Ar-A(1)* aún sin diferenciarse; en la semana 6 se mantienen las diferencias entre *Franco-Arcilloso* y *Franco-Arenoso* y aparece un tercer grupo formado por *Franco-Ar-A(1)* y *Franco-Ar-A(2)* que a su vez no se diferencian totalmente de los otros dos; y en la semana 7 aparece una vez más la situación de las semanas 4 y 5 para dar paso finalmente a la diferenciación total de los grupos después de la semana 8 hasta el final del muestreo. En las variables *diámetro basal* y *cobertura* la diferenciación de los grupos homogéneos se presenta desde el principio hasta el final del muestreo (Fig. 3b y 3c), excepto en la primera semana para *diámetro basal*, en donde aparece un tercer grupo formado por *Franco-Ar-A(1)* y *Franco-Ar-A(2)* que no se diferencia totalmente de los otros dos (Fig. 3b).

Tabla 2. Principales estadísticos descriptivos de las variables evaluadas para cada tratamiento.

Variable	Tratamiento (Suelo)	N	Media	Desviación estándar	Error estándar	Intervalo de confianza para la media al 95%		Mínimo	Máximo
						Límite inferior	Límite superior		
Altura (cm)	Franco-Arcilloso	13	25,308	4,521	1,254	22,576	28,040	17,5	32,0
	Franco-Ar-A(1)	20	29,975	7,637	1,708	26,401	33,549	13,5	43,0
	Franco-Ar-A(2)	20	49,325	13,512	3,021	43,001	55,649	26,0	79,0
	Franco-Arenoso	20	48,200	16,124	3,605	40,654	55,746	21,0	83,0
	Total	73	39,438	15,652	1,832	35,786	43,090	13,5	83,0
Diámetro Basal (cm)	Franco-Arcilloso	13	1,042	0,143	0,040	0,955	1,128	0,850	1,275
	Franco-Ar-A(1)	20	1,137	0,176	0,039	1,054	1,219	0,805	1,600
	Franco-Ar-A(2)	20	1,789	0,460	0,103	1,573	2,004	0,875	2,630
	Franco-Arenoso	20	1,847	0,491	0,110	1,617	2,077	1,040	2,700
	Total	73	1,493	0,512	0,060	1,374	1,613	0,805	2,700
Cobertura (m ²)	Franco-Arcilloso	13	0,140	0,051	0,014	0,109	0,171	0,014	0,209
	Franco-Ar-A(1)	20	0,393	0,222	0,050	0,289	0,497	0,162	0,900
	Franco-Ar-A(2)	20	1,579	0,782	0,175	1,213	1,944	0,288	3,234
	Franco-Arenoso	20	1,794	1,302	0,291	1,185	2,404	0,264	4,371
	Total	73	1,057	1,060	0,124	0,809	1,304	0,014	4,371
TCR-Altura (cm/semana)	Franco-Arcilloso	13	0,001	0,016	0,004	-0,009	0,010	-0,031	0,021
	Franco-Ar-A(1)	20	0,001	0,018	0,004	-0,007	0,009	-0,054	0,015
	Franco-Ar-A(2)	20	0,035	0,020	0,004	0,026	0,044	-0,005	0,061
	Franco-Arenoso	20	0,042	0,017	0,004	0,034	0,050	0,006	0,064
	Total	73	0,021	0,026	0,003	0,015	0,027	-0,054	0,064
TCR-Diámetro Basal (cm/semana)	Franco-Arcilloso	13	0,005	0,011	0,003	-0,001	0,011	-0,026	0,017
	Franco-Ar-A(1)	20	0,010	0,007	0,002	0,007	0,014	-0,002	0,023
	Franco-Ar-A(2)	20	0,027	0,020	0,004	0,018	0,036	-0,012	0,059
	Franco-Arenoso	20	0,032	0,012	0,003	0,026	0,037	0,013	0,054
	Total	73	0,020	0,017	0,002	0,016	0,024	-0,026	0,059
TCR-Cobertura (m ² /semana)	Franco-Arcilloso	13	-0,022	0,072	0,020	-0,065	0,022	-0,178	0,116
	Franco-Ar-A(1)	20	0,004	0,039	0,009	-0,014	0,023	-0,072	0,073
	Franco-Ar-A(2)	20	0,064	0,033	0,007	0,049	0,080	-0,003	0,135
	Franco-Arenoso	20	0,069	0,041	0,009	0,050	0,088	0,001	0,141
	Total	73	0,034	0,058	0,007	0,020	0,047	-0,178	0,141

El mayor valor de altura se presentó en Franco-Arenoso (83,0 cm) y el mínimo en *Franco-Ar-A(1)* (13,5 cm), con un promedio máximo en *Franco-Ar-A(2)* (49,325 cm) y el promedio mínimo en *Franco-Arcilloso* (25,308 cm) (Tabla 2). El mayor valor de *diámetro basal* se presentó en *Franco-Arenoso* (2,700 cm) y el mínimo en *Franco-Ar-A(1)* (0,805 cm), con un promedio máximo en *Franco-Arenoso* (1,847 cm) y el promedio mínimo en *Franco-Arcilloso* (1,042 cm) (Tabla 2). El mayor valor de *cobertura* se presentó en *Franco-Arenoso* (4,371 cm²) y el mínimo en *Franco-Arcilloso* (0,014 cm²), con un promedio máximo en *Franco-Arenoso* (1,794 cm²) y el promedio mínimo en *Franco-Arcilloso* (0,140 cm²) (Tabla 2).

Las diferencias entre tratamientos para TCR fueron significativas a nivel de *altura* ($F=27.051$, $df=3$, $P<0.001$), *diámetro basal* ($F=15.965$, $df=3$, $P<0.001$) y *cobertura* ($F=16.277$, $df=3$, $P<0.001$). Las comparaciones múltiples para *TCR-altura*, *TCR-diámetro-basal* y *TCR-cobertura*, al igual que para las primeras tres variables, muestran que no hay diferencias significativas ($P>0,05$) entre

Franco-Arcilloso y *Franco-Ar-A(1)* ni entre *Franco-Arenoso* y *Franco-Ar-A(2)*, formando grupos homogéneos que sí presentan diferencias entre ellos ($P<0,01$)(Fig. 4).

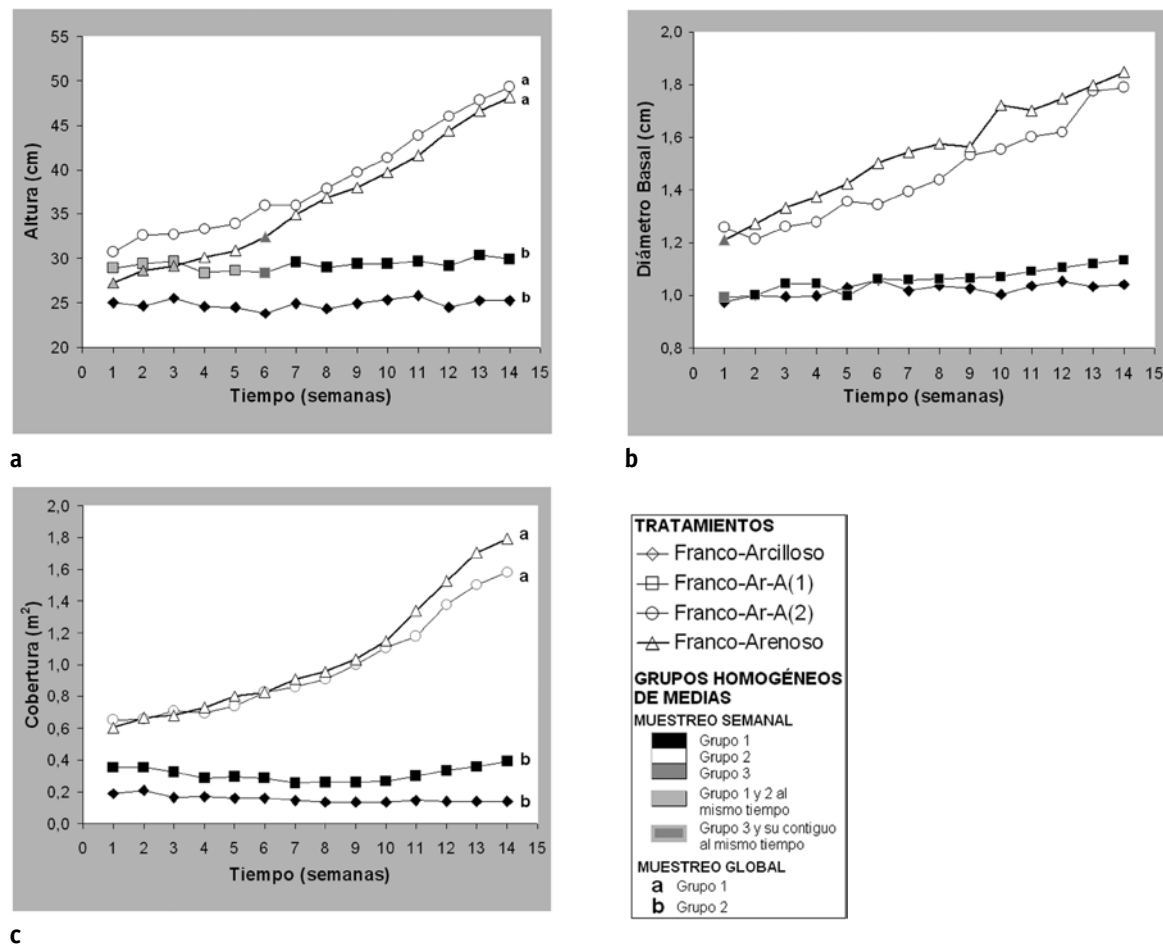
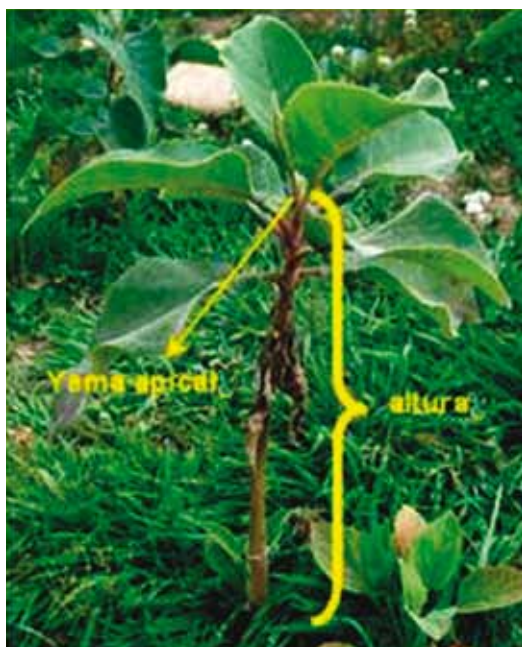


Figura 3. Promedios a lo largo del tiempo para las variables: a) altura, b) diámetro basal y c) cobertura. Diferente letra en el muestreo global y diferente color en los muestreos semanales equivalen a diferencias significativas según la prueba de comparaciones múltiples DHS de Tukey ($P<0.01$) (ver leyenda).

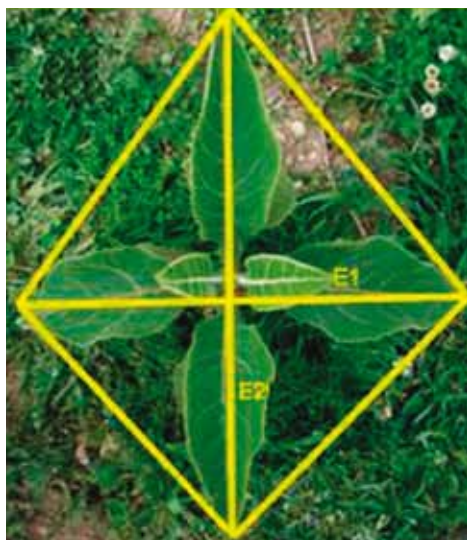
El mayor valor de TCR-altura se presentó en *Franco-Arenoso* (0,064 cm/semana) y el mínimo en *Franco-Ar-A(1)* (-0,054 cm/semana), con un promedio máximo en *Franco-Arenoso* (0,042 cm/semana) y el promedio mínimo en *Franco-Arcilloso* (0,001 cm/semana) y *Franco-Ar-A(1)* (0,001 cm/semana) (Tabla 2). El mayor valor de TCR-diámetro-basal se presentó en *Franco-Ar-A(2)* (0,059 cm) y el mínimo en *Franco-Arcilloso* (-0,026 cm/semana), con un promedio máximo en *Franco-Arenoso* (0,032 cm/semana) y el promedio mínimo en *Franco-Arcilloso* (0,005 cm/semana) (Tabla 2). El mayor valor de TCR-cobertura se presentó en *Franco-Arenoso* (0,141 cm²/semana) y el mínimo en *Franco-Arcilloso* (-0,178 cm²/semana), con un promedio máximo en *Franco-Arenoso*



a



b



c

Imagen 1. a) Método de medición de la altura; b) método de medición del diámetro basal; c) método de medición de la cobertura.

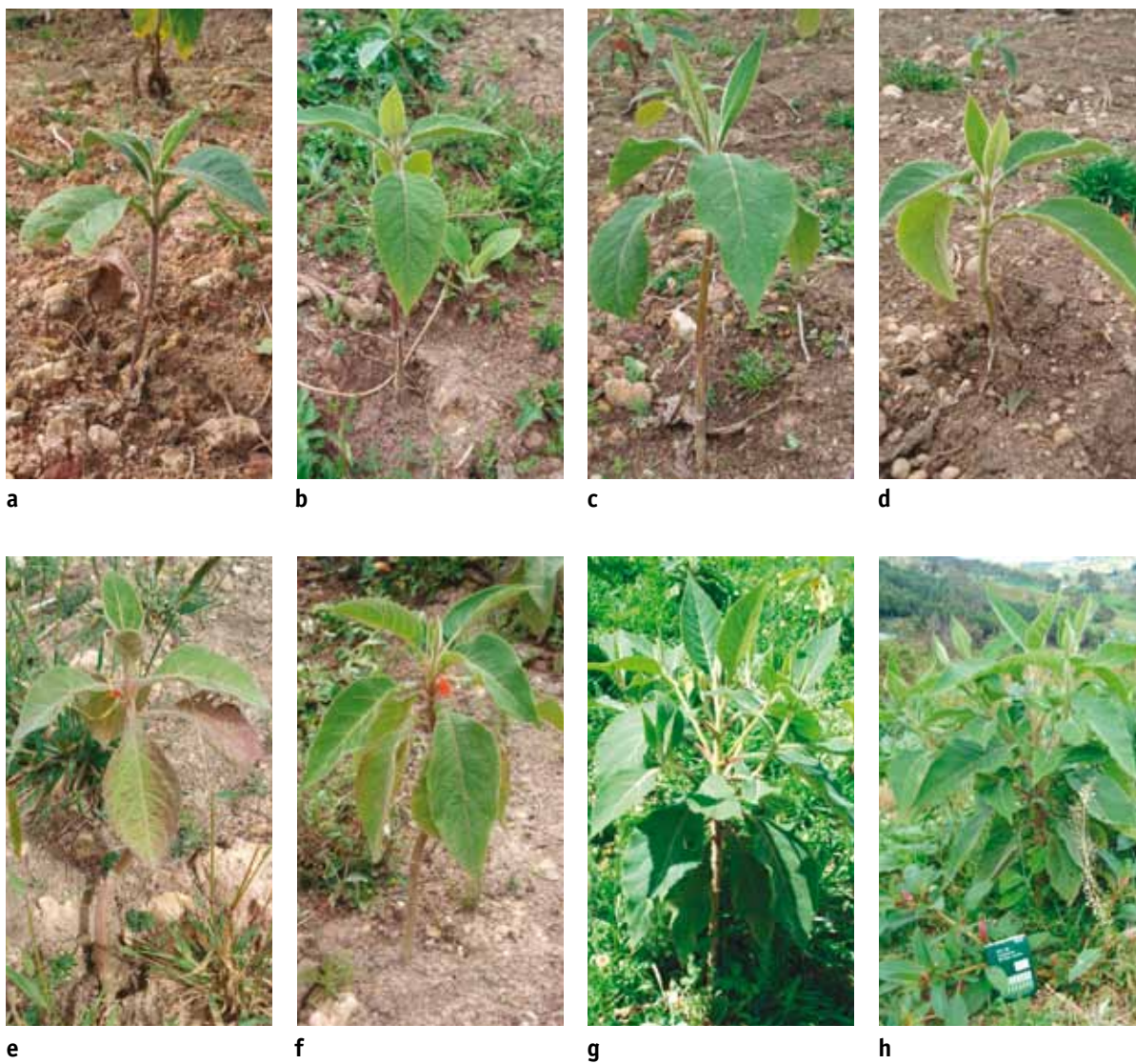


Imagen 2. *V. crassiramea* en agosto de 2008: a) Franco-Arcilloso; b) Franco-Ar-A(1); c) Franco-Ar-A(2); d) Franco-Arenoso. *V. crassiramea* en diciembre de 2008: e) Franco-Arcilloso; f) Franco-Ar-A(1); g) Franco-Ar-A(2); h) Franco-Arenoso.

(0,069 cm²/semana) y el promedio mínimo en *Franco-Arcilloso* (-0,022 cm²/semana) (Tabla 2). En la Imagen 2 se puede apreciar el desarrollo de *V. crassiramea* en cada tratamiento desde el inicio del muestreo en agosto de 2008 hasta el final del muestreo hacia diciembre de 2008. En la Figura 3 se puede apreciar el desarrollo de *V. crassiramea* en cada tratamiento desde el inicio del muestreo en agosto de 2008 hasta el final del muestreo hacia diciembre de 2008.

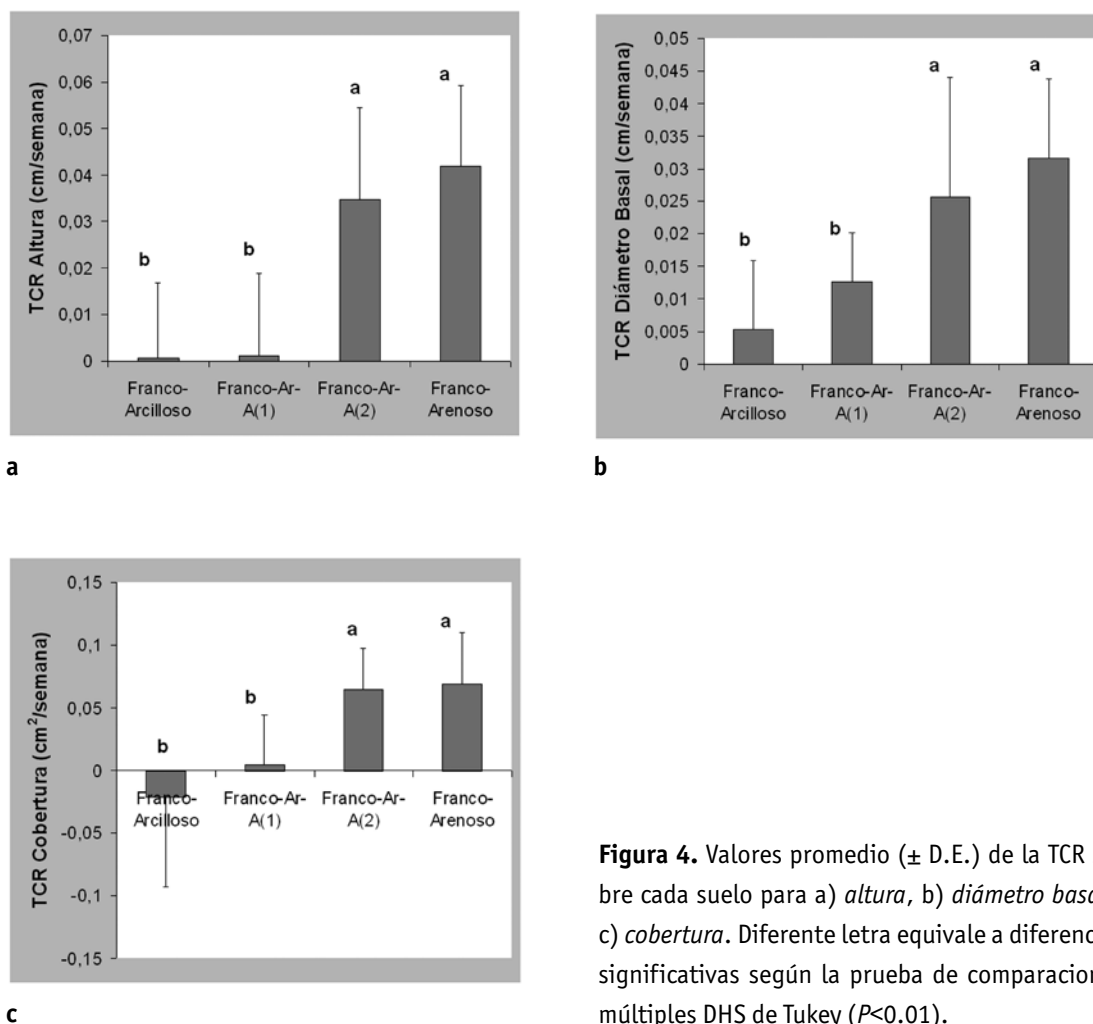


Figura 4. Valores promedio (\pm D.E.) de la TCR sobre cada suelo para a) altura, b) diámetro basal y c) cobertura. Diferente letra equivale a diferencias significativas según la prueba de comparaciones múltiples DHS de Tukey ($P<0.01$).

Relación entre variables del suelo y el crecimiento diferencial

Los coeficientes de correlación de Pearson (ρ) de las regresiones muestran correlaciones significativas entre la gran mayoría de las características físico-químicas de los tratamientos y las TCR de altura, diámetro basal y cobertura, excepto para porcentaje de limo, carbono orgánico oxidable, nitrógeno, potasio, capacidad de intercambio catiónico y capacidad de intercambio catiónico efectiva (Tabla 6). Dentro de las características químicas correlacionadas significativamente se destacan pH, fósforo, calcio, sodio, cobre y manganeso por sus valores de correlación mayores a 0.5, de las cuales las dos últimas (Cu y Mn) son las únicas cuyos coeficientes de determinación (R^2)

indican una explicación de la variación de los datos cercana o mayor al 30% por parte del modelo de regresión utilizado (Tabla 6). Igualmente para las características físicas, el porcentaje de arena y arcilla mostró correlaciones significativas con las TCR, aunque con valores (ρ) menores a 0.4, siendo la correlación positiva para arena y negativa para arcilla, y con una variación explicada (R^2) menor al 20% (Tabla 6).

Tabla 6. Resultados de las regresiones lineales entre características físico-químicas de los suelos y TCR-altura, TCR-diámetro-basal y TCR-cobertura. Coeficiente de correlación de Pearson (ρ) con su valor P ; coeficiente de determinación corregidos (R^2) de la regresión lineal con su error estándar asociado (E.E.) y el valor P de la regresión (los asteriscos representan el valor P de las pruebas:

* $P < 0.05$; ** $P < 0.01$; *** $P < 0.001$).

		Tasa de Crecimiento Relativo														
		Altura					Diámetro Basal					Cobertura				
		rho		R² corr.	E.E	P	rho		R² corr.	E.E	P	rho		R² corr.	E.E	P
Textura	Ar	-0,317	**	0,09	0,025	**	-0,350	**	0,11	0,016	**	-0,330	**	0,10	0,055	**
	L	-0,352	**	0,11	0,024	**	-0,235	*	0,04	0,017	*	-0,163		0,01	0,058	
	A	0,390	***	0,14	0,024	**	0,399	***	0,15	0,016	***	0,363	***	0,12	0,055	**
Acidez	pH	0,509	***	0,25	0,022	***	0,372	***	0,13	0,016	**	0,373	***	0,13	0,054	**
Macro-nutrientes	CO	-0,038		-0,01	0,026		0,066		-0,01	0,017		0,089		-0,01	0,058	
	N	-0,053		-0,01	0,026		0,053		-0,01	0,017		0,076		-0,01	0,058	
	P	0,513	***	0,25	0,022	***	0,482	***	0,22	0,015	***	0,435	***	0,18	0,053	***
Micro-nutrientes	Cu	0,670	***	0,44	0,019	***	0,588	***	0,34	0,014	***	0,549	***	0,29	0,049	***
	Fe	0,210	*	0,03	0,025		0,249	*	0,05	0,017	*	0,208	*	0,03	0,057	
	Mn	0,674	***	0,45	0,019	***	0,609	***	0,36	0,014	***	0,587	***	0,34	0,047	***
	Zn	0,467	***	0,21	0,023	***	0,438	***	0,18	0,015	***	0,383	***	0,13	0,054	**
	B	0,395	***	0,14	0,024	**	0,402	***	0,15	0,016	***	0,365	***	0,12	0,055	**
Bases inter-cambiables	K	-0,094		-0,01	0,026		0,003		-0,01	0,017		-0,018		-0,01	0,059	
	Ca	0,478	***	0,22	0,023	***	0,436	***	0,18	0,015	***	0,502	***	0,24	0,051	***
	Mg	0,300	**	0,08	0,025	*	0,298	**	0,08	0,016	*	0,379	***	0,13	0,054	**
	Na	0,547	***	0,29	0,022	***	0,513	***	0,25	0,015	***	0,474	***	0,21	0,052	***
Intercambio catiónico	AI	-0,489	***	0,23	0,023	***	-0,347	**	0,11	0,016	**	-0,314	**	0,09	0,056	**
	CIC	0,046		-0,01	0,026		0,062		-0,01	0,017		0,155		0,01	0,058	
	CICE	-0,196	*	0,02	0,025		-0,116		0,00	0,017		-0,027		-0,01	0,059	

DISCUSIÓN

Las diferencias significativas entre los tratamientos indican que *V. crassiramea* efectivamente presenta un crecimiento diferencial cuando crece sobre suelos con diferentes características, en este caso particular, producidas por la alteración antrópica. La prueba multivariada para la interacción *tiempo-suelo* corrobora la anterior afirmación y junto con las comparaciones múltiples para cada fecha de muestreo indica que el crecimiento es diferencial no sólo a nivel general para todo el muestreo, sino también a lo largo del periodo de muestreo; esto debido probablemente a un crecimiento constante de las plantas sobre los *suelos Franco-Ar-A(2)* y *Franco-Arenoso* (poco alterados) en contraste con el leve o incluso nulo crecimiento sobre los *Franco-Ar-A(1)* y *Franco-*

Arcilloso (los más alterados). Las diferencias a nivel de TCR confirman nuevamente los resultados obtenidos en las anteriores pruebas y demuestran además que las características del suelo no sólo influyen en los valores del crecimiento al final del muestreo sino también la velocidad a la que éstos se incrementan.

Una posible explicación de este comportamiento puede encontrarse en el hecho de que el estrés desencadena un detrimento de los procesos vitales de la planta antes de que ésta sea capaz de realizar los ajustes morfológicos y fisiológicos para compensarlo (Lambers *et al.* 2008). En este caso, al trasplantar los individuos de *V. crassiramea* desde el invernadero a condiciones de intemperie menos favorables, probablemente se produce una respuesta al estrés en forma de un decremento constante de la variable *cobertura* sobre *Franco-Ar-A(1)* y *Franco-Arcilloso*, así como una TCR en altura y diámetro basal muy bajas con respecto a los otros dos tratamientos, y sólo en *Franco-Ar-A(1)* los individuos se logran superar dicho estrés luego de la octava semana; lo cual señala a la variable *cobertura* como la más sensible en *V. crassiramea*, bajo estas condiciones. Aunque los datos de este experimento no permiten afirmar nada acerca de la respuesta inicial al estrés (ya que el muestreo se inició más de un mes después del transplante), resulta evidente que las características de los *Franco-Ar-A(1)* y *Franco-Arcilloso* dificultan a esta especie realizar los ajustes necesarios para contrarrestar el estrés generado por el transplante, en contraste con los *Franco-Ar-A(2)* y *Franco-Arenoso* en donde sí se produce una respuesta más favorable a pesar de todo. Dado que los resultados se refieren a un periodo de sólo tres meses, se recomienda monitorear el experimento en el mediano o largo plazo, pues algunas observaciones sugieren cambios favorables en el comportamiento del crecimiento sobre el suelo *Franco-Ar-A(1)*.

En cuanto a la cantidad de Cu y el Mn en cada tratamiento, el hecho de que presenten los mayores valores de correlación con las TCR, así como los mayores porcentajes de variación explicada por el modelo de regresión, podría estar asociado a que, al igual que otros micronutrientes, éstos dos desempeñan papeles fundamentales en la cadena de transporte de electrones durante la fotosíntesis, en el crecimiento reproductivo y como constituyentes de metaloproteínas con actividad enzimática (Kirkby & Römhelt 2007; Kirkby & Römhelt 2008a); además, el Mn se encuentra relacionado también con la tolerancia al estrés, a la vez que el Cu estimula la adquisición de Mn en muchas especies (Humphries *et al.* 2006; Kirkby & Römhelt 2007; Kirkby & Römhelt 2008a). Una deficiencia leve de Mn puede provocar en las plantas fallas en la fotosíntesis y disminución del nivel de carbohidratos solubles; pero, si ésta se prolonga, provoca la ruptura irreversible de la estructura de los cloroplastos y la pérdida de las superóxido-dismutasas constituídas por Mn que proporcionan protección contra radicales libres (Kirkby & Römhelt 2007; Kirkby & Römhelt 2008a). Y dado que el Mn también actúa como co-factor de varias enzimas encargadas de la síntesis de aminoácidos aromáticos, cumarinas, ligninas y flavonoides, la deficiencia disminuye su proporción en la planta (Brunell 1988), lo que probablemente está relacionado con la susceptibilidad a enfermedades

(Graham 1983). Por otro lado, también existen efectos significativos provocados por deficiencias de Cu que pueden ocasionar la reducción de plastocianina (que contiene Cu), produciendo una reacción en cadena que reduce el transporte de electrones y la fijación de CO₂, y por consiguiente se reducen el almidón y los carbohidratos solubles como la sacarosa, lo que convierte a la deficiencia de Cu en uno de los factores más importantes en la reducción de la productividad de las plantas (Kirkby & Römheld 2007; Kirkby & Römheld 2008b). Las superóxido-dismutasas del estroma de los cloroplastos, compuestas por Zn y Cu igualmente, también se ven afectadas y se reduce su efecto contra los dañinos radicales libres de superóxido (Cakmak 200; Kirkby & Römheld 2007; Kirkby & Römheld 2008b). Otras enzimas que contienen Cu, como la polifenol oxidasa, la ascorbato oxidasa y la diamino oxidasa, se encargan de la síntesis de sustancias melanóticas y lignina a partir de fenoles, por lo cual una deficiencia de éste micronutriente provoca la acumulación de fenoles y una reducción en la lignificación de los tejidos (Robson *et al.* 1981). A su vez, algunas sustancias melanóticas como las fitoalexinas inhiben el establecimiento de hongos (Kirkby & Römheld 2007; Kirkby & Römheld 2008b), por tanto, la deficiencia de Cu también deja indefensas a las plantas en este aspecto. Todo parece indicar que estas deficiencias se están presentando en los suelos involucrados en el trabajo, ya que las observaciones de campo sobre síntomas de las plantas y las condiciones de los suelos concuerda; sin embargo, no se hizo un diseño específico para estudiar estas variables y no hay datos que respalden dichas observaciones, además, la colinealidad de los datos obtenidos impide un tratamiento que las corrobore, por lo tanto estos resultados no son concluyentes.

En el caso de las correlaciones entre las características de porcentaje de arena y porcentaje de arcilla, a pesar de no ser tan altos como los mencionados para Cu y Mn u otros nutrientes, muestran tendencias importantes sobre su posible influencia en el crecimiento de *V. crassiramea*, pues la correlación para arena es positiva, es decir, entre mayor proporción de arena en el suelo, mayor será la TCR, mientras que entre mayor es la proporción de arcilla la TCR es menor (Tablas 1 y 6; Fig. 4). Es bien sabido que la estructura del suelo afecta el desempeño de las plantas en muchas formas, que incluyen la reducción del crecimiento foliar y cambios en la morfología radical (Lambers *et al.* 2008). Esto podría explicarse por el tamaño de los poros del suelo, dado que en suelos arcillosos los poros son más pequeños que en suelo con mayor proporción de arena, provocando una reducción de la cantidad de oxígeno disponible en los poros del suelo, y esto a su vez afecta directamente el crecimiento, ya que no sólo las raíces pierden su capacidad para absorber y transportar agua, sino que tampoco podrán absorber y transportar nutrientes eficientemente (Kramer 1983; Lavelle & Spain 2003; Coleman *et al.* 2004; Lambers *et al.* 2008). La compactación del suelo por maquinaria o ganado también contribuye a la reducción de la concentración de oxígeno, pues al disminuir el volumen del suelo aumenta su densidad y se reducen los espacios porosos (Kramer 1983; Díaz-Triana 2007), pero al mismo tiempo genera resistencia a la penetración por el sistema radical, ya que en suelos compactos, el reducido tamaño de los poros hace más difícil para las raíces

abrirse paso a través de ellos, de manera que la reducción en la capacidad de penetración de las raíces disminuye el desarrollo del sistema radical generando efectos nocivos en el suministro de agua y nutrientes, y por ende se ve afectado el crecimiento de toda la planta (Kramer 1983; Bengough & Mullins 1990a,b). Bassett *et al.* (2005) encontraron que la compactación del suelo tiene un efecto significativo sobre el establecimiento y crecimiento de plántulas de dos especies nativas frecuentemente utilizadas en restauración en Australia, aunque con efectos diferenciales según las características de cada especie, y recomiendan realizar más estudios a largo plazo acerca de este tema. Kyle *et al.* (2007) por su parte, encontraron que la compactación del suelo es un factor que puede influenciar la manera en que los disturbios del suelo promueven o impiden el establecimiento de especies exóticas en un ecosistema y que esto debe tenerse en cuenta para el manejo del establecimiento de plantas luego de un disturbio. A su vez, Ehleringer & Sandquist (2006) afirman que el grado en que el ambiente subterráneo cambie puede determinar el potencial de la recuperación de la vegetación debido a la alta sensibilidad a los nutrientes y dependencias de agua, y en muchos casos las alteraciones a este nivel también pueden impedir la restauración de los ecosistemas nativos. Al igual que para las características químicas, en este caso hay observaciones que concuerdan con la teoría y los trabajos anteriormente mencionados, e incluso los resultados respaldan la afirmación de que la estructura del suelo también está influyendo en el crecimiento diferencial de *V. crassiramea*; no obstante, dado que no se realizaron mediciones específicas sobre densidad del suelo, resistencia a la penetración y longitud de las raíces entre tratamientos y a lo largo del tiempo, y por la escasa evidencia estadística, estos resultados tampoco son concluyentes.

A pesar de todo, queda claro que las características fisicoquímicas resultado de la alteración del suelo, juegan un papel importante en el establecimiento de especies nativas como *V. crassiramea*, pues es posible apreciar que el suelo puede convertirse en una barrera para la restauración en el caso de usar esta especie cuyos rasgos de historia de vida relacionados con el crecimiento vegetativo no son los más apropiados para suelos con estas condiciones. Gómez-Pompa & Vázquez-Yanes (1983) mencionan que una especie pionera debe ser buena colonizadora y competidora en suelos recién denudados, pero al comparar los resultados del presente trabajo con los de Franco & Vargas (cap. 7 en este volumen) quienes reportan un buen desarrollo de *V. crassiramea* en suelos orgánicos y poco alterados, es evidente que esta especie no posee dichas cualidades. Sin embargo, según los resultados obtenidos bajo condiciones ambientales más favorables como las ya mencionadas en Franco & Vargas (cap. 7 en este volumen) o lo reportado para claros en plantaciones de especies exóticas en Ávila & Vargas (cap. 11 en este volumen), aún podría tenerse en cuenta a *V. crassiramea* como una especie clave para la restauración pero en etapas más avanzadas del proceso o bajo condiciones de menor alteración (Whisenant 1999; Rodríguez *et al.* 2007).

En conclusión, se comprueba que *V. crassiramea* presenta crecimiento diferencial sobre suelos alterados, siendo claramente menor entre más alterados sean. También se encontró que dichas

diferencias se manifiestan de manera distinta durante el transcurso del muestreo para cada variable, lo cual permitió identificar a la *cobertura* como la variable más sensible bajo las condiciones estudiadas. Aunque no se pudieron establecer claramente las causas del bajo crecimiento, es posible que más que el suelo en el que se sembraron, fuera el traslado del invernadero al campo el que generara estrés en los individuos y luego el suelo jugara un papel importante dificultando que se realizaran los ajustes fisiológicos necesarios para compensarlo en aquellos más alterados; esto convierte al suelo en una barrera para la restauración en caso de usar de esta especie en tales condiciones. Por esta razón se recomienda en principio no sembrar *V. crassiramea* sobre suelos con alteración en su estructura por ser lo más evidente a primera vista; de lo contrario, es necesario tomar medidas como micorrizas o el uso del mismo sustrato de campo para sembrar las plántulas en el invernadero para garantizar que los individuos sufran el menor estrés posible durante el traslado desde el invernadero, así como en los primeros meses después del trasplante. Aunque los resultados de correlación entre TCR y las características físico-químicas no son concluyentes, dejan abierta la pregunta para futuros estudios que profundicen en el efecto de las deficiencias de nutrientes o la modificación de la estructura del suelo. Se recomienda además, continuar con estudios a largo plazo sobre ésta y otras especies nativas de nuestro país teniendo en cuenta mediciones de crecimiento de la raíz, densidad y resistencia a la penetración del suelo, medidas específicas de nutrientes, e incluyendo tratamientos de control para todos los casos, pues estas variables pueden dar mejores resultados a la hora de evaluar el desempeño diferencial, las respuestas al estrés y la aclimatación de las especies a condiciones de alteración en el marco de proyectos de restauración.

AGRADECIMIENTOS

Agradecimientos especiales a la Universidad Nacional de Colombia y a la Secretaría Distrital de Ambiente por el apoyo económico hecho al proyecto; a la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá por el permiso otorgado para trabajar en sus predios; a los integrantes del Grupo de Restauración Ecológica que participaron en el convenio por su colaboración con el material vegetal, la elaboración del proyecto y por las correcciones realizadas al escrito; a los empleados de la EAAB; a la familia Vela por su colaboración en la adecuación de la zona de estudio, la siembra de las plantas en ella, y por sus consejos que permitieron un mayor conocimiento de la dinámica del área de estudio; y finalmente a mis colegas Jhon Infante, Natali Sánchez y Carlos Beltrán por su colaboración en la toma de datos en campo, así como sus contribuciones sobre el escrito del trabajo.





Parte III



9.

Plantaciones de especies forestales exóticas: revisión y síntesis

Luisa Fernanda Pinzón / Liliana Corzo Ramírez

RESUMEN

El presente capítulo busca introducir al lector a los aspectos más relevantes relacionados con el uso de las especies exóticas como plantaciones forestales. Se realiza una síntesis de la historia del uso de dichas especies, tanto en nuestro país como en otras regiones del mundo, así como una descripción de las características que las han convertido en invasoras de ecosistemas nativos y los impactos que han generado sobre los mismos. Se hace especial énfasis en las especies de pinos, el grupo de especies introducidas más ampliamente utilizado en las plantaciones forestales en Colombia. Finalmente, mediante la revisión de algunas experiencias, se expone la importancia de generar procesos para la restauración de las áreas afectadas por las invasiones de estas especies y la mitigación de los impactos generados por las mismas.

PALABRAS CLAVE

Pinos, plantaciones forestales, especies invasoras, especies introducidas.

INTRODUCCIÓN

En el último siglo, la introducción de árboles de especies exóticas para actividades forestales y agroforestales ha generado una serie de problemas en varias zonas al convertirse en especies invasoras de ecosistemas naturales y seminaturales (Richardson 1998). La magnitud del problema se ha incrementado significativamente durante las últimas décadas, con el aumento de la deforestación y cambios rápidos en el uso del suelo. Las especies que causan los problemas más graves son generalmente aquellas que han sido ampliamente sembradas y por mayor tiempo. Muchas especies del género *Pinus* son especialmente problemáticas y al menos 19 especies son invasivas en áreas

grandes alrededor del mundo, gracias a una serie de atributos de historia de vida que las convierten en fuertes competidoras y colonizadoras (Richardson & Higgins 1998, Grotkopp *et al.* 2002). Las invasiones de pinos han afectado severamente grandes áreas de pastizales y zonas arbustivas en el hemisferio sur, causando desvíos en las formas de vida dominantes, reduciendo la diversidad estructural, incrementando la biomasa, perturbando las dinámicas de la vegetación prevaleciente, cambiando los patrones de los ciclos de nutrientes, desplazando a especies nativas, modificando el paisaje, aumentando el riesgo de incendios e impidiendo la regeneración de los hábitat naturales (Camargo & Salamanca 1997, Richardson 1998). Los impactos negativos y en muchos casos inevitables de la forestación con especies introducidas están por lo tanto extendiéndose en áreas reservadas para conservación o producción de agua. Existe por lo tanto una necesidad urgente de integrar los medios posibles para reducir los impactos negativos de las especies invasoras actuales, además de implementar protocolos para regular la translocación de especies que se conoce son invasivas previniendo así futuras invasiones, y fomentar la investigación e implementación de programas de restauración ecológica de las áreas afectadas por invasiones actuales, especialmente aquellas que están destinadas a la conservación y protección de recursos naturales.

El uso de los árboles exóticos

Las primeras evidencias de forestación a gran escala en el mundo datan del año 225 a. c., cuando en algunas regiones de la cuenca del Mediterráneo se iniciaron los cultivos de especies agrícolas y maderables, mientras que en Oriente la plantación de árboles con fines comerciales tiene registros desde el siglo VI d. c. En Portugal, especies de coníferas ya eran plantadas para estabilizar las dunas de arena desde el siglo XIV, y en los siglos siguientes grandes áreas se forestaron con este propósito sobre la costa atlántica de Francia y a lo largo de las costas del mar Báltico, y durante los siglos XVII y XVIII la forestación para la producción de madera y el manejo ambiental se inició en Japón. No obstante, a pesar de esta larga historia de práctica, la silvicultura a gran escala no se desarrolló sino hasta finales del siglo XIX en Europa, y extendida a otras partes del mundo a partir del siglo XX (Mather 1993).

En el hemisferio Sur, las áreas forestadas con pinos y eucaliptos aumentaron rápidamente durante la segunda mitad del siglo XX. En el caso de los pinos, el incremento más notable ocurrió en Chile, donde las primeras plantaciones a gran escala de *Pinus radiata* se hicieron a principios de los 70. La expansión de las plantaciones de esta especie en Chile y países como Australia (desde inicios de los 60s) y Nueva Zelanda (desde finales de los 60s) ha sido impresionante, ya para 1994 aproximadamente 4 millones de hectáreas de *P. radiata* se habían plantado (Lavery & Mead 1998).

En otros países de Suramérica ha tenido lugar una rápida expansión de la forestación con pinos, siendo Brasil y Argentina los más destacables (Le Maitre 1998, FAO 2007). Además del uso de árboles exóticos en plantaciones comerciales para la obtención de madera y pulpa, también se ha incrementado rápidamente el uso de especies introducidas en la silvicultura no convencional, para la producción de leña y para la recuperación de áreas fuertemente erosionadas o de tierras

con una larga historia de uso, principalmente en países en vías de desarrollo (Zobel *et al.* 1987 en Richardson 1998). La agroforestería se refiere al uso de árboles en la agricultura (incluyendo rompevientos, árboles protectores, y el intercalado de árboles y campos arables), y en los 80s, se observó la rápida expansión de la plantación de árboles, principalmente con leguminosas, para satisfacer las necesidades de las comunidades rurales y para revegetalizar áreas degradadas, y proteger algunas zonas de la erosión del suelo y la desertificación (véase citas en Richardson 1998).

Hacia 1987, el área total aproximada de las plantaciones “industriales” alcanzaba los 100 millones de hectáreas, con un 84% correspondiendo a especies de coníferas. La distribución mundial de estas plantaciones era la siguiente: Asia, 40%; Europa, 19%; Comunidad de Estados Independientes (antigua Unión Soviética), 17%; Norteamérica, 13%; Latinoamérica, 6%; África 3%; y Oceanía, 2%. Cerca de un cuarto del total del área bajo estas plantaciones correspondía a plantaciones de rápido crecimiento (volumen > 12 m³ por hectárea por año), la mayoría de las cuales se implementaron después de la Segunda Guerra Mundial (Bazett 1992 en Richardson 1998). Posteriormente, se ha documentado un crecimiento exponencial en el área de estas plantaciones en los países del hemisferio sur, principalmente a partir de 1945 (Le Maitre 1998).

Se calcula que para 1995 el área total cubierta por plantaciones forestales en Sur América era de 8,2 millones de hectáreas. El 82% de este recurso correspondía a tres países: Brasil, Chile y Argentina (con 4.2, 1.7 y 0.8 millones de hectáreas respectivamente) (GISP 2005).

Entre 1990 y 2005, el área mundial de plantaciones forestales tuvo un incremento de 101'234.000 hectáreas a 139'466.000, siendo en la actualidad Asia el continente con mayor superficie de plantaciones forestales (Figura 1), las cuales siguen expandiéndose continuamente tanto para fines de producción como de protección en esta y otras regiones. Las coníferas aun dominan las áreas destinadas para la producción con un 54 % de la superficie, mientras que los árboles latifoliados representan el 39 %, en cuanto a las plantaciones con fines de protección, las coníferas representan al 47 % y las latifoliadas el 31 % (FAO 2007).

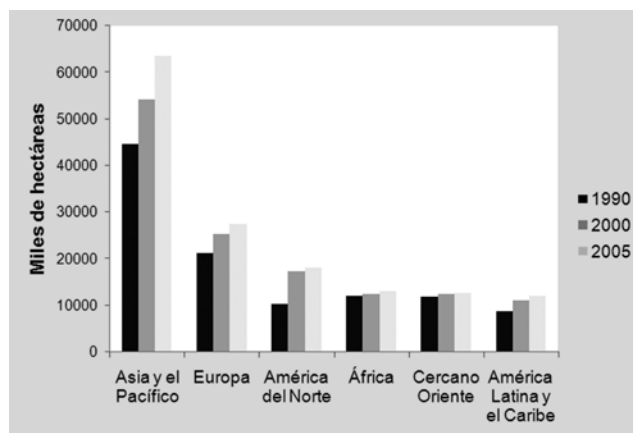


Figura 1. Incremento en la superficie de plantaciones forestales en diferentes regiones del mundo entre 1990 y 2005 (Fuente: FAO 2007).

Teniendo en cuenta este amplio escenario de implementación de plantaciones forestales exóticas con diferentes propósitos, vale la pena resaltar las causas por las cuales se ha optado por usar especies introducidas (principalmente coníferas) en lugar de especies nativas en numerosos programas de forestación y reforestación de muchos países. Entre las razones más importantes de este fenómeno se encuentran (Zobel et al. 1987 en Richardson 1998, Mather 1993):

- En muchas regiones, donde no existen naturalmente, o donde las coníferas nativas tienen un pobre crecimiento o no responden adecuadamente al manejo forestal intensivo, se vio la necesidad de introducir especies coníferas para la producción de fibras y productos madereros, siendo la madera de *Pinus spp.* especialmente adaptable para un amplio rango de productos.
- Los árboles introducidos son preferidos porque crecen mucho más rápido que las especies nativas, las cuales son más difíciles de manejar silviculturalmente que las exóticas.
- La biología de las especies nativas es a menudo pobremente conocida, incluyendo aspectos importantes como la recolección, almacenamiento y propagación de sus semillas, el mantenimiento de las plántulas y su manejo en una plantación. Consecuentemente, se ha preferido trabajar con especies exóticas que han sido bien estudiadas.
- La disponibilidad de semillas es clave para el éxito de una plantación forestal y las semillas de las especies nativas son a menudo difíciles de obtener, mientras que las semillas de especies exóticas incluso genéticamente mejoradas, están ampliamente disponibles.
- Los árboles introducidos son más adecuados para implementar plantaciones en potreros o matorrales, donde una mayor reforestación es requerida ya que son con frecuencia particularmente exitosos en zonas degradadas.
- Con frecuencia ha sido necesario el desarrollo de la industria forestal local, para mejorar el balance del comercio, reduciendo la necesidad de importar productos de madera. El conocimiento de los mercados y las tecnologías de manufacturación actualmente favorece el uso de la madera de especies exóticas como pinos y eucaliptos.

Especies más ampliamente introducidas

Pinus y *Eucalyptus* son los principales géneros utilizados como especies forestales comerciales en los trópicos y subtrópicos (Wright *et al.* 1995). Las especies de pino más comunes son *P. caribaea*, *P. elliottii*, *P. kesiya*, *P. oocarpa*, *P. patula*, *P. pinaster*, *P. radiata*, y *P. taeda*; otras especies de América Central y México han aumentado en importancia. Entre los eucaliptos, las especies más importantes son *E. globulus*, *E. grandis*, *E. camaldulensis*, *E. tereticornis*, *E. urophylla*, y *E. deglupta*. Ciertas especies de pinos y eucaliptos son los taxa más ampliamente plantados fuera de sus rangos naturales de distribución en las zonas templadas (Richardson 1998).

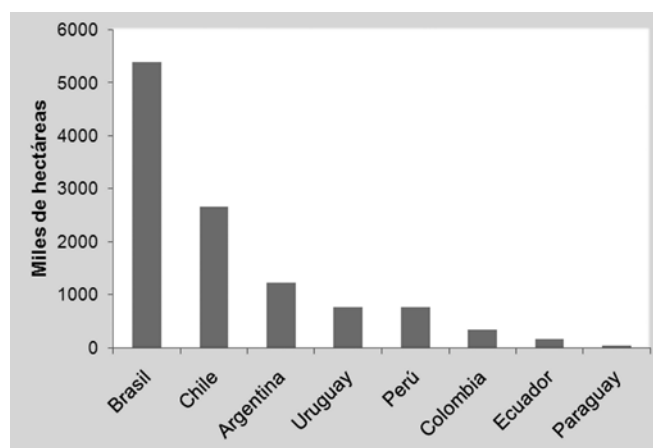


Figura 2. Superficie de plantaciones forestales en países suramericanos en 2005 (Fuente: FAO 2007).

En Suramérica, para 1995 el área total de plantaciones forestales cubierta con especies de *Pinus* era de unos 3,5 millones de hectáreas, mientras que a las especies de *Eucalyptus* le correspondían alrededor de 3,9 millones de hectáreas. En Brasil los eucaliptos ocupan el 65% del área correspondiente a plantaciones forestales, en Perú el 90% y en Uruguay el 80%. En Venezuela la especie más común utilizada para la silvicultura es *P. caribaea*. En Chile se han introducido más de 20 especies de pino, aunque *P. radiata* es la dominante y sus plantaciones cubren más de 1,5 millones de hectáreas (GISP 2005). En 2005, Brasil, Chile y Argentina se encontraban como los tres países suramericanos con mayor extensión de plantaciones forestales con 5'384.000, 2'661.000 y 1'229.000 de hectáreas respectivamente (Figura 2) (FAO 2007).

ESPECIES FORESTALES INVASORAS

Recientemente, se ha prestado mucha atención a las invasiones biológicas, el establecimiento y la expansión de las especies cuando son introducidas en una nueva área, debido al impacto ecológico y económico. Muchos factores pueden contribuir a la invasibilidad de una especie, incluyendo el producto del arreglo genético expresado por una planta y factores ecológicos como la ausencia de patógenos, predadores y competidores en las nuevas áreas invadidas (Williamson 1996, citado por Grotkopp *et al.* 2002). Muchas de las introducciones de especies exóticas, ya sean intencionales o inadvertidas, son causadas por los humanos a través de cambios drásticos en las prácticas de uso de la tierra, y la intensificación del comercio asociado con el surgimiento de una economía más globalizada (Vitousek *et al.* 1997).

Todos los árboles que son ampliamente plantados en nuevos ambientes tienden a naturalizarse y a propagarse, bajo ciertas condiciones. Richardson *et al.* (1994) distinguen entre las especies naturalizadas aquellas que suelen regenerar libremente, pero bajo sus propios doseles, y aquellas que con frecuencia reclutan plántulas a menudo en grandes números, dentro de la vegetación

natural o seminatural a distancias de más de 100 m de las plantas parentales (a menudo distancias mayores). Esta última categoría son los considerados como invasores. La extensión y el impacto de tales invasiones dependen de muchos factores. La expansión invasiva de los árboles introducidos para las plantaciones forestales comerciales es un problema más grande que las invasiones a partir de plantaciones agroforestales. Richardson (1998) sugiere que las principales razones de esto son: 1) las primeras son generalmente plantadas en números mucho mayores y sobre áreas mucho más grandes; 2) las áreas forestadas a menudo lindan con vegetación natural, especialmente en el hemisferio sur; y 3) la expansión de los árboles agroforestales se puede controlar con las prácticas agrícolas y la utilización por los humanos, al menos a escala local.

Entre los árboles introducidos, las especies de *Acacia* y *Pinus* se reportan con mayor frecuencia en los listados de árboles invasores. Esto no es muy sorprendente, ya que varios taxa dentro de ambos géneros son excelentes colonizadores con un amplio rango de adaptaciones que los convierten en invasores (Richardson *et al.* 1994; Richardson 1998). Para estos géneros, la importancia de las especies como invasoras está usualmente correlacionada con la extensión y duración de la plantación (ej., Richardson *et al.* 1990 para *Pinus*); esto resalta la importancia de la presión de los propágulos como determinantes del carácter invasivo de una especie.

El Australian Tree Seed Centre (1993 en Richardson 1998) lista 10 especies de *Eucalyptus* que son conocidas por presentar problemas como invasoras en Sur África. *Eucalyptus* está reportada también en muchas listas regionales de malezas de otras partes del mundo. A pesar de esto, estas especies no han sido tan exitosas invadiendo ecosistemas nativos como otras especies ampliamente utilizadas en forestación y agroforestería, tales como los pinos y algunas leguminosas.

Según la Invasive Woody Plant Database (Binggeli 1996) las plantaciones forestales y aquellas establecidas con propósitos de sombrío y rompevientos son las fuentes más importantes de plantas leñosas altamente invasivas, siendo los árboles mayores a 15 m de altura un 25% de las especies altamente invasivas en esta base de datos.

Los pinos como invasores en el hemisferio sur

Aunque los pinos introducidos se han expandido a partir de las plantaciones en lugares del hemisferio norte y tienen probablemente fuertes efectos en estos lugares, estas invasiones han sido pobremente estudiadas (Richardson & Bond 1991). La proliferación de los pinos a partir de las plantaciones en el hemisferio sur está mejor estudiada, probablemente porque los pinos son bastante conspicuos y son innegablemente especies introducidas. El primer registro de pinos invadiendo vegetación natural en el hemisferio sur es de 1855, en Sur África, por parte de *P. halepensis* (Richardson & Higgins 1998). Al menos 19 especies de *Pinus* están actualmente bien establecidas como invasoras de ecosistemas naturales, y 8 son de las malezas más importantes (Richardson & Higgins 1998). Cuatro de las especies de pinos más comúnmente invasivas han sido ampliamente plantadas (*P. halepensis*, *P. patula*, *P. pinaster*, y *P. radiata*). Las cuatro especies

restantes (*P. contorta*, *P. nigra*, *P. ponderosa*, and *P. sylvestris*) aunque no son especies forestales importantes, han sido plantadas ampliamente para controlar la erosión y con otros usos en Nueva Zelanda. Especies con poblaciones invasivas autosostenibles sobre grandes áreas son *P. contorta* (principalmente en Nueva Zelanda), *P. halepensis* (Sur África), *P. nigra* (Nueva Zelanda), *P. patula* (Madagascar, Malawi, Sur África), *P. pinaster* (Sur África, Australia, Nueva Zelanda, Uruguay), *P. ponderosa* (Nueva Zelanda), *P. radiata* (Australia, Nueva Zelanda, Sur África), y *P. sylvestris* (Nueva Zelanda) (Richardson & Higgins 1998).

Debido a su importancia económica y a su amplia introducción en muchos países ajenos a su rango de distribución natural, los rasgos de historia de vida de numerosas especies del género *Pinus* han sido estudiados ampliamente y en detalle, lo cual ha permitido establecer cuales de estos atributos distinguen a aquellas especies que se comportan como invasores exitosos, y que explican los efectos desfavorables que suelen tener sobre los ecosistemas nativos.

Rasgos de historia de vida de los pinos y su carácter invasivo

Pinaceae es el nombre de la familia de estos árboles, en su mayor parte perennifolios y de amplia distribución en las regiones templadas. Cuenta con unas 210 especies dispuestas en 10 géneros, siendo el género *Pinus* el más amplio de la familia, con alrededor de 100 especies (Richardson & Bond 1991, DAMA 2004). Los pinos se encuentran en hábitat muy variados, que van desde el nivel del mar hasta los 4000 m, y su distribución abarca varias regiones de Norte América, Centro América, las Islas Caribes, la región Ártica, oriente, suroriente y norte de Asia, la región Mediterránea, el norte de África, el sur de Europa, así como Europa Oriental, Europa Occidental y el Asia Menor (León y Suárez 1998).

Los pinos son altamente conocidos como colonizadores agresivos postdisturbio (Richardson & Rundel 1998, citados por Richardson & Rejmánek 2004), y son muy exitosos en ecosistemas tropicales debido a varias características entre las cuales se pueden resaltar (Rejmánek & Richardson 1996, Richardson *et al.* 1994, Richardson 1998):

- Al igual que la mayoría de las coníferas, los pinos no requieren la presencia de mutualistas para la polinización o la dispersión de las semillas y tienen la capacidad genética y reproductiva para colonizar y aumentar el tamaño de las poblaciones rápidamente gracias a características como poseer semillas pequeñas (< 50 mg), cortos periodos juveniles (< 10 años) y cortos intervalos entre grandes cosechas de semillas (Richardson & Rejmanek 2004). El tamaño de las semillas afecta la invasibilidad de una especie ya que las plantas con semillas pequeñas, tienden a producir muchas, las cuales por su tamaño además tienden a ser dispersadas más lejos, asumiendo solamente la dispersión por el viento o la ausencia de mecanismos de dispersión especializados, estos efectos del tamaño de las semillas contribuyen a la expansión de las especies invasoras en las nuevas áreas (Grotkopp *et al.* 2002).

- Tienen sistemas que favorecen la recombinación y creación de variación genética, situándose entre los organismos mas variables genéticamente dentro y entre poblaciones (Richardson & Rejmanek 2004).
- Son también 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 (Van Wesenbeeck *et al.* 2003), presentan además asociaciones simbióticas con hongos ectomicorrizales, que ocurren naturalmente aun en suelos de alta fertilidad (León y Suárez 1998).
- Los pinos presentan un amplio rango de tolerancia a los niveles de deficiencia o exceso de nitrógeno, fósforo, potasio, azufre, magnesio y calcio en el suelo; poseen un sistema muy bien desarrollado de producción de resina que los hace muy resistentes a las infecciones y daños físicos, y son tolerantes a temperaturas extremas que van desde los -65°C hasta los 50°C (León y Suárez 1998a).

Impactos ecológicos de los pinos

La forestación con especies introducidas se inició debido a la idea generalizada sobre ciertos beneficios para el ambiente que representaban las plantaciones, y a menudo fueron implementadas con el fin de reparar ecosistemas degradados. Aun, hasta hace varias décadas, se consideraba que las plantaciones de especies foráneas tenían poco impacto sobre el ambiente; sin embargo, recientemente se hacen más evidentes los impactos significativos que este tipo de transformaciones del paisaje tienen sobre varias propiedades ecosistémicas. La alta adaptabilidad de los pinos, causa alteraciones en los ecosistemas nativos una vez la vegetación original ha sido remplazada por las plantaciones. En general, los efectos más comunes causados por las plantaciones son (Richardson 1998):

- La hojarasca producida por los pinos (capa de acículas) inmoviliza los nutrientes, reduciendo la capacidad de desarrollar procesos de reciclaje en los suelos, esto sumado a los requerimientos nutricionales de los pinos, hace que la fertilidad de los suelos baje.
- Acidificación del suelo, relacionada con las resinas que expiden las raíces de los pinos.
- Afectan el patrón de redistribución del agua, así como la cantidad que llega a los ríos.
- Disminución en la oferta de hábitat para la fauna.
- Baja luminosidad debida a la forma de las copas de los árboles y a la cantidad de acículas que caen al suelo, impidiendo el crecimiento de otras especies.
- Reducción en la germinación, establecimiento y crecimiento de otras especies, debido al sepultamiento de semillas bajo la densa hojarasca, baja luminosidad y requerimientos nutricionales de las especies nativas.

Debido a estos efectos, en las últimas décadas, varias investigaciones reportan en detalle los impactos de las especies introducidas sobre los suelos, el agua, la fauna y la vegetación de diferentes ecosistemas nativos.

Los suelos bajo las plantaciones de pinos

Muchos de los efectos de los pinos sobre los suelos se asocian con la naturaleza de las acículas, las cuales presentan tejidos superficiales muy duros por sus altos contenidos de lignina, y liberan varios derivados fenólicos que actúan como inhibidores bacterianos, características que les confieren resistencia a los agentes descomponedores del suelo, y por lo tanto una baja biodegradabilidad (León y Suárez 1997).

Algunos estudios desarrollados en África muestran que la acumulación de acículas en plantaciones de pinos entre 7 y 11 años puede alcanzar hasta 11.400 kg/ha y un tiempo de descomposición de 4 años, así mismo reportan inmovilización del N por más de 2 años desde el inicio de la descomposición (ej. Kadeba & Aduayi 1985 y Johansson *et al.* 1986).

En Sudáfrica, Dames *et al.* (2002) concluyen que la acumulación de acículas muestra un aumento con la edad de la plantación y con la altitud del sitio y que esta acumulación puede afectar el ciclado de nutrientes, así como su productividad a largo plazo. A su vez, Morris *et al.* (1996 citado por Dames *et al.* 2002) proponen que la deficiencia de nitrógeno en los suelos de las plantaciones es inducida por la acumulación de acículas e indica que hay una relación entre la acumulación de acículas y la disminución de la concentración de calcio, esto a su vez afecta la actividad microbiológica. En la Provincia Mpumalanga en Sudáfrica, Dames *et al.* (2002) consideran la acumulación de acículas dentro de las plantaciones de *Pinus patula* como una amenaza para la productividad del sitio debido a los ácidos orgánicos emitidos, la alteración en la penetración de la humedad y la inmovilización de nutrientes dentro de la hojarasca.

En la Reserva Forestal Luquillo, en Puerto Rico, Lugo (1992) comparó plantaciones forestales con bosques secundarios de tierras bajas, encontrando que la cantidad de materia orgánica es menor en la plantación que en el bosque secundario; los horizontes A y B son menos profundos y más ácidos en la plantación; la caída de hojarasca en la plantación es constante, causando una alta acumulación por alta tasa de producción y baja tasa de descomposición, debido a la baja concentración de nutrientes y además la tasa de intercambio de nutrientes es baja en las plantaciones debido a la baja calidad nutricional.

En un estudio realizado en el embalse del Neusa (Cundinamarca), Cortés *et al.* (1985) mostraron que luego del cambio del uso del suelo del bosque andino original, a cultivos, praderas y bosques de pinos, ciprés y eucalipto, se presentaron modificaciones como el agrietamiento severo, la prismatización, la transformación del régimen de humedad edáfico hacia condiciones secas y la variación y disminución de la actividad biológica.

León y Suárez (1998) al comparar plantaciones de *Pinus patula* de 14 años con pastizales encontraron que estas presentaban niveles de pH y de fertilidad significativamente menores, sin embargo concluyen que los factores formadores del suelo (clima y material parental) influyen fuertemente en algunas propiedades físicas y químicas del medio edáfico, enmascarando de alguna forma los posibles efectos de la cobertura vegetal sobre ciertas variables como los contenidos de macronutrientes (Imagen 1).

Efectos en la regulación hídrica

En la actualidad uno de los mayores impactos de las plantaciones que afectan no solo a los ecosistemas sino también a las poblaciones humanas, es la alteración de las propiedades hidrológicas de los suelos, la cual 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 (Hofstede *et al.* 2002).

Generalmente los suelos de alta montaña, en algunos casos tienen 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, y estas características cambian con la plantación. Ballesteros (1983, citada por Cortés *et al.* 1985) en su trabajo sobre balances hídricos comparativos en una asociación de *Weinmannia* con bosques de pinos y eucaliptos reportó una mayor economía hídrica en el bosque nativo presentando un almacenamiento del 23,4% de la precipitación total, mientras que el bosque de pino mostró un déficit de 3,3%, siendo *Pinus patula* la especie con mayor transpiración. En el bosque nativo hay menor pérdida de agua por transpiración debido a la humedad del ambiente y a características de las especies vegetales presentes, como hojas micrófilas de tipo xeromórfico, con estomas hundidos y altos potenciales osmóticos (Cortés *et al.* 1985).

Con respecto al balance hídrico, León y Suárez (1998) encontraron que la interceptación es estadísticamente superior, mientras la escorrentía y la pérdida de agua por drenaje profundo son menores en las plantaciones de *P. patula* que en los pastizales, y sugieren que las plantaciones de pinos tienden a evitar la pérdida de agua, aunque reportan que los pastos guardan mayores niveles de humedad en el suelo.

Fauna en las plantaciones de pinos

El número de especies de fauna que se puede encontrar en un lugar depende en parte del número y la calidad de hábitat disponibles. Indudablemente todo monocultivo, como una plantación forestal, implica una reducción en la riqueza de hábitat y en consecuencia, en su posibilidad de contener especies animales. Adicionalmente, existen requisitos básicos que determinan la permanencia de la fauna en un sitio determinado como la disponibilidad de alimento, abrigo, agua y condiciones para la reproducción, además su estadía depende también del uso actual y pasado



a



b

imagen 1. Suelos bajo plantaciones de especies exóticas en los alrededores del Embalse de Chisacá (Usme-Bogotá) a. *Pinus patula* y b. *Cupressus lusitanica*.



Imagen 2. Plantación de *Pinus patula* en las orillas del Embalse de Chisacá (Usme, Bogotá) implementada en la década de los 50's con el objetivo de proteger y evitar la sedimentación hacia el embalse.

del área, así como de las prácticas de manejo forestal, en el caso de zonas con este tipo de cobertura (Pinilla & Suárez 1998).

Paritsis & Aizen (2008) evaluaron los efectos de la sustitución de la vegetación original por plantaciones de coníferas (*Pinus radiata* y *Pinus sylvestris*) en la Patagonia argentina sobre las poblaciones de escarabajos y aves, encontrando que esta transformación genera una disminución en la riqueza, abundancia y diversidad de los dos grupos, siendo las aves menos afectadas, evidenciando que diferentes grupos funcionales de organismos (grupos taxonómicos, gremios o niveles tróficos) perciben el nuevo hábitat en formas diversas de acuerdo a rasgos como el tamaño, la movilidad y los requerimientos tróficos.

Hjarsen (1997, citado por Dama 2004), halló que en plantaciones de pino en los Andes Bolivianos se encuentran en promedio 6,7 especies de aves y 14,9 individuos, en comparación con 20,4 especies y 65 individuos en los bosques nativos.

En plantaciones del Embalse del Neusa, en los Andes colombianos (Cortés *et al.* 1985), se evidencia una variación en la actividad biológica, organismos como coleópteros y lumbrícidos dejaron de habitar el suelo bajo coníferas. Las poblaciones edafofaunísticas disminuyen hasta un 40% en los suelos con plantaciones de pinos. A su vez, al comparar los artrópodos epigeos presentes en matorrales mixtos de vegetación secundaria nativa y plantaciones de *Pinus patula*, en el embalse de Chisacá (3140 msnm) Díaz *et al.* (2007) encontraron que la comunidad de los matorrales es más diversa y rica que la de las plantaciones, y reportan la ausencia en estas últimas de grupos típicos de microhábitats como la hojarasca, dependientes de condiciones ambientales características y claves de los bosques, como la humedad y la temperatura.

Vegetación

Gran parte de las investigaciones se han enfocado en los efectos sobre la vegetación, entre estas se encuentra el trabajo realizado por Van Wesenbeeck *et al.* (2003) en los Andes Colombianos, específicamente en un área de subpáramo reforestada con *Pinus patula*, en el cual se estableció que al aumentar la cobertura de pinos la composición difiere de la vegetación típica de subpáramo, además disminuye la diversidad y la composición florística muestra pérdida de hábitat específicos de especies.

En plantaciones abandonadas de *P. radiata* en los Andes Colombianos, Cavelier *et al.* (1999) encontraron un total de cuatro especies leñosas de plantas nativas. En estas plantaciones se encontró un número sustancialmente menor de especies con relación al bosque de regeneración natural y a las plantaciones de *A. acuminata* y *E. globulus*. Esta diferencia podría deberse a que las semillas no están llegando a este tipo de vegetación, las semillas que llegan no logran germinar, y aun, aquellas que germinan no logran establecerse por factores edáficos y microclimáticos. Por otro lado, la acumulación de acículas en el suelo de las plantaciones de pinos podría inhibir el establecimiento de plántulas de especies nativas.

Mora *et al.* (2007) caracterizaron la vegetación de los alrededores del embalse de Chisacá en la zona rural de Bogotá, compuesta entre otras por unidades de matorrales mixto, pastizales, plantaciones forestales exóticas, y parches de retamo espinoso (*Ulex europaeus*), encontrando en las plantaciones un menor número de especies que en los matorrales y pastizales y mayor que en los parches de retamo (106, 205, 150, y 54 respectivamente), a su vez reportan, que los sectores con dominancia de *Cupressus lusitanica* presentan una mayor riqueza que los dominados por *Pinus patula*.

INTRODUCCIÓN DE ESPECIES FORESTALES EN COLOMBIA

A finales del siglo XIX se hicieron en Colombia las primeras importaciones de semillas de especies forestales exóticas, de las cuales se obtuvieron ejemplares utilizados únicamente con fines ornamentales. De estas especies, las que mejor se adaptaron fueron *Eucalyptus globulus* en la sabana de Bogotá y *Cupressus lusitanica* en los alrededores de Medellín (Bustos & Venegas 1975). Los primeros registros de reforestaciones con especies exóticas en el Distrito datan de 1915, cuando se compraron o expropiaron Hoyas hidrográficas de Bogotá con una extensión aproximada de 7.000 fanegadas y se entregaron a la Empresa de Acueducto para su administración y cuidado y se inician entonces jornadas de arborización en la hacienda San Francisco, en la hoya de San Cristóbal, sembrando eucaliptos y posteriormente pinos (EAAB 2002, citado por Dama 2004). En adelante, la repoblación forestal como medio de protección de suelos y aguas se incrementó cuando más entidades municipales iniciaron programas de reforestación de cuencas hidrográficas generadoras del agua de consumo para las ciudades, como ejemplo se pueden citar las reforestaciones adelantadas entre los años 20 y 30 en las cuencas de los ríos San Francisco y Arzobispo en Bogotá y de la Quebrada Piedras Blancas en Medellín. En la década del 40, se continuó la política de protección de cuencas hidrográficas como la del río Navarco en Salento (Quindío) y, a finales de este período se inició la repoblación con objetivos comerciales de pequeñas áreas en los departamentos de Antioquia y Cundinamarca (Bustos & Venegas 1975).

En los primeros años de los 50 el instituto de defensa Forestal y Colonización instaló los primeros viveros de fomento específicamente forestales, labor que fue adoptada posteriormente por la Secretaría de Agricultura de algunos departamentos, paralelamente, el Ministerio de Agricultura creó las comisiones de reforestación como grupos encargados de efectuar repoblaciones en sitios como Pamplona, Buga, Pereira y Ubaté. Durante esta década, a su vez el servicio Técnico Agrícola Colombiano Americano (STACA) introdujo nuevas especies forestales con fines experimentales destinados a la producción de madera, además de su alcance proteccionista. En esta época fueron establecidas plantaciones protectoras en las cuencas de los ríos Cali en Cali, Blanco en Manizales, Otún en Pereira, y del embalse del Neusa en Cundinamarca, mientras que particulares comenzaron a plantar árboles introducidos en los linderos de las fincas, y a establecer pequeños rodales (Bustos & Venegas 1975).

De esta manera, entre los años 50 y 60 se iniciaron las plantaciones comerciales como una alternativa económica que buscaba convertir al país en una potencia forestal (Wright *et al.* 1995) y se incrementaron las reforestaciones de carácter privado, mientras el gobierno, por medio de diferentes entidades, fortaleció programas de fomento a través de créditos, instalación de nuevos viveros y el establecimiento de corporaciones con objetivos enfocados en la forestación (Bustos & Venegas 1975), generándose entonces una gran oferta y demanda de plántulas, especialmente en la Sabana de Bogotá (Camargo & Salamanca 1997) y el altiplano Cundiboyacense. En esta etapa, las especies más utilizadas fueron *Eucalyptus globulus*, *Cupressus lusitanica*, *Pinus radiata*, *P. patula*, *E. viminalis* y *E. citriodora*, y las reforestaciones se extendían entre Cundinamarca, Antioquia, Valle, Córdoba, Cesar, Magdalena, Cauca, Nariño, Boyacá y Santander (Bustos & Venegas 1975). En Bogotá, por su parte, se empezaron a observar extensas áreas cubiertas por pinos (*Pinus patula*), acacias (*Acacia sp.*), cipreses (*Cupressus sp.*), urapanes (*Fraxinus chinensis*) y eucaliptos (*Eucalyptus sp.*), ocasionando desplazamiento y desaparición de la vegetación nativa, pérdida de hábitat, acidificación, degradación y desecamiento de los suelos. Adicionalmente, estas plantaciones se convirtieron en acumulaciones de materiales inflamables, 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 (Camargo & Salamanca 1997).

Para 1974, se estimaba un total de 56.923 ha de plantaciones forestales en el país correspondientes en su mayoría a las especies *C. lusitanica* (32,4 %), *P. patula* (20,4 %), *E. globulus* (16,5 %) y *P. radiata* (5,4 %), y distribuidas en 17 departamentos (Fig. 3). El objetivo principal de las plantaciones comerciales ubicadas en el occidente del país era la producción de madera para pulpa, mientras que los productos provenientes de Cundinamarca y Boyacá se utilizaban en la construcción. Se reporta además, que para este año alrededor del 75% de las reforestaciones con especies introducidas habían sido desarrolladas en predios privados. Durante los años siguientes, se realizaron estudios sobre la adaptación y productividad de otras especies forestales, por parte de instituciones como Inderena, C.V.C y CONIE, respondiendo a la idea generalizada entre el sector público y privado de la época sobre la necesidad de promover las reforestaciones con estas especies y aumentar la tasa de repoblamiento promedio de 7.650 hectáreas anuales a 25000, para reponer el volumen de madera aprovechada hasta entonces y cubrir la demanda nacional de pulpa de madera (Bustos & Venegas 1975). De esta forma para finales de la década de los 70, solamente las plantaciones de Smurfit Cartón Colombia, la empresa con mayor tradición en plantaciones forestales destinadas a la producción de pulpa, sobrepasaban las 60000 hectáreas, localizadas en diferentes municipios de Caldas, Cauca, Quindío, Risaralda, Tolima, y el Valle del Cauca (Otavo 2002).

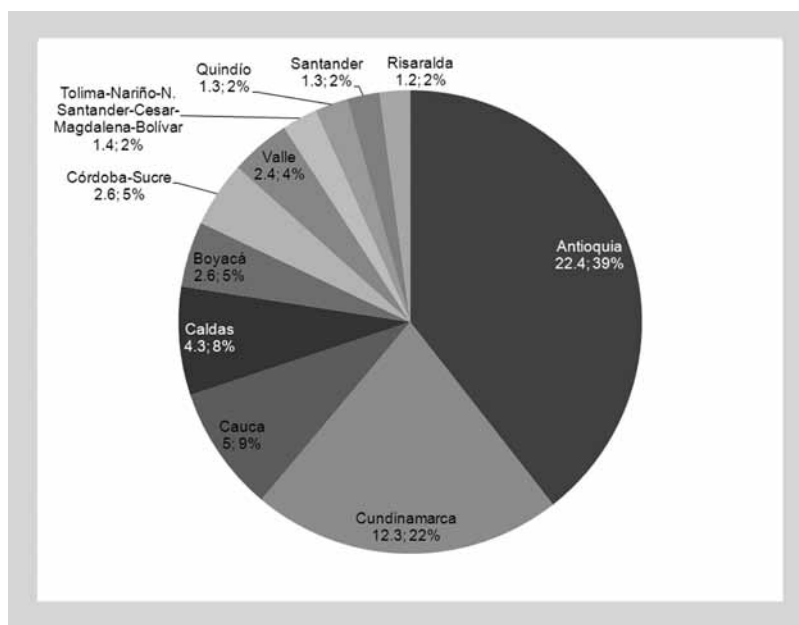


Figura 3. Distribución de las plantaciones forestales en Colombia por departamento para 1974 (miles de has; porcentaje) (Bustos & Venegas 1975).

Entre 1990 y 2005, el área de plantaciones forestales en Colombia aumentó de 136.000 a 328.000 hectáreas, que representan el 2,8 % del total en Suramérica (FAO 2007), siendo *Pinus patula* y *Eucalyptus grandis* las dos especies forestales que mayor cobertura poseen en el país actualmente (León y Suárez 1997).

Según algunos autores (ej. Otavo 2002, Pinilla & Suárez 1998, Urrego 1996), las reforestaciones adelantadas en Colombia con especies introducidas han sido desarrolladas sobre terrenos con procesos de degradación por acción de la ganadería y los cultivos agrícolas y no existen evidencias de que se haya talado el bosque natural para sustituirlo por plantaciones forestales. Sin embargo, las plantaciones de especies exóticas en el país se han convertido en un problema para el suministro de bienes y servicios proporcionados por los ecosistemas originales, ya que ocupan rangos altitudinales muy amplios y representan un problema para la persistencia de las especies nativas al competir con ellas, alterando las funciones del ecosistema dificultando el retorno y la expansión del ecosistema natural (Vitousek *et al.* 1997). En el caso de las especies invasivas, su extensión ha desplazado especies nativas, ha cambiado los patrones de sucesión, ha reducido la diversidad estructural de las comunidades de plantas, ha alterado el reciclaje de nutrientes y ha favorecido el aumento de la intensidad y la frecuencia de los incendios (GISP 2005).

Así pues, la introducción de estas especies foráneas se convierte en un problema ecológico, con grandes consecuencias para los ecosistemas nativos. Este hecho lo demuestra el estudio multitemporal realizado por Mendoza & Etter (2002), en el cual se muestra una disminución de

la cobertura natural y un rápido aumento de plantaciones forestales durante el periodo 1940 a 1996, ocasionando la pérdida del 40% - 90% de los bosques originales de la Sabana de Bogotá.

Considerando todos estos hechos, en el año 2003, el antiguo DAMA (hoy Secretaría Distrital de Ambiente), incluye en el Plan de Gestión Ambiental la necesidad de una intervención al medio físico y la conveniencia del remplazamiento gradual de las plantaciones exóticas por coberturas vegetales nativas, con esto inicia una ardua tarea por generar alternativas para el manejo de las plantaciones, entre estos esfuerzos se cuenta con la “Guía técnica para la restauración ecológica en áreas con plantaciones forestales exóticas en el Distrito Capital” (DAMA 2004), antecedida por el “Protocolo Distrital de Restauración Ecológica” (Camargo & Salamanca 1997) el cual intentó dar las primeras luces sobre el manejo de estas áreas.

Otro resultado reciente, son las investigaciones desarrolladas por el Grupo de Restauración Ecológica del Departamento de Biología de la Universidad Nacional de Colombia, en convenio con la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá, el Jardín Botánico José Celestino Mutis y la Secretaría Distrital de Ambiente en los alrededores del embalse de Chisacá en la localidad de Usme (ver Vargas 2007a y Vargas 2007b), las cuales incluyen además del diagnóstico a escala regional de áreas con plantaciones forestales de más de 50 años (Imagen 2), la evaluación de estrategias de restauración que permitieran iniciar núcleos de regeneración del bosque original.

¿CÓMO ABORDAR EL PROBLEMA DE LAS INVASIONES DE LAS ESPECIES FORESTALES INTRODUCIDAS?

Nadie duda acerca de la relevancia de los pinos en las economías sudamericanas, sin embargo es importante asegurar que la producción de la silvicultura sea compatible con la necesidad de proteger el ambiente y conservar la biodiversidad y los servicios ambientales. La ubicación de las plantaciones debería planificarse cuidadosamente, y su gestión mejorarse de manera que se pueda impedir la propagación de los pinos más allá de las áreas cultivadas. Consecuentemente, deberían desarrollarse criterios para la distribución de plántulas con fines ornamentales o para formar barreras contra el viento y allí donde los pinos han invadido sistemas naturales debería tomarse medidas de control, especialmente si se trata de áreas protegidas (GISP 2005).

Richardson & Higgins (1998) puntualizan sobre la necesidad de establecer protocolos que ayuden a reducir la magnitud de las invasiones de árboles exóticos y proponen que en muchos casos, la opción más viable es el manejo de las áreas invadidas mediante la manipulación del régimen de disturbios (ej. régimen de fuegos o niveles de pastoreo) para controlar la invasión.

En Nueva Zelanda y en Sudáfrica por ejemplo, donde el objetivo es contrarrestar las invasiones de pinos, el uso de medidas de control para detectar “fugitivos” es una práctica muy extendida. Los métodos mecánicos son suficientes para controlar a los pinos, porque una vez talados cortándolos cerca del suelo no vuelven a brotar. Otro método efectivo, aunque lento, para matar árboles es descortezarlos cortando anillos en el tronco, mientras que las plantas pequeñas pueden ser arrancadas manualmente cuando el suelo está húmedo (GISP 2005).

A su vez, teniendo en cuenta los efectos que ejercen las plantaciones de especies exóticas sobre los ecosistemas nativos se hace necesario aplicar estrategias que permitan el restablecimiento de la composición, estructura y función de estos ecosistemas, algunos autores proponen estrategias que pueden contribuir con el cumplimiento de este objetivo.

El aclareo y quema puede ser una buena estrategia para generar nuevas condiciones que permitan cambios en las características de los suelos y la vegetación; sin embargo, los sitios disturbados pueden ser invadidos por especies exóticas y nativas pioneras caracterizadas por tener buena capacidad de dispersión, rápido crecimiento y altos requerimientos de luz (Brockerhoff *et al.* 2003). Por esta razón estos tratamientos pueden estar acompañados por siembra de especies que puedan establecerse en estos sitios con las nuevas condiciones, ya que se ha demostrado que la siembra de especies de árboles, aplicando adecuadamente distancias y seleccionando adecuadamente las especies, puede influir en el grado de colonización de especies nativas de sotobosque (Guariguata *et al.* 1995, citado por Van Wesenbeeck *et al.* 2003). De esta forma, puede iniciarse un proceso de restauración del ecosistema original, la cual busca restablecer no solamente su función, sino además sus componentes, estructura y complejidad (Vargas 2007), contrario a las prácticas tradicionales de revegetalización o rehabilitación de las zonas degradadas, en muchos casos mediante la implementación de plantaciones de especies exóticas, como se expuso anteriormente.

León (2007) y Corredor (2007), sugieren como estrategias viables de restauración ecológica en plantaciones de pinos en regiones altoandinas, generar disturbios enfocados en reducir la densidad de siembra y generar claros de diferentes tamaños que permitan experimentar con diferentes intensidades de luz y niveles de influencia de los pinos en la reactivación de la regeneración, así como la remoción de acículas, que puede permitir la expresión de las especies aun viables del banco de semillas y potenciales colonizadores, además de disminuir la acumulación de lignina en el suelo si se realiza de manera periódica.

Otras estrategias dirigidas a la restauración de los bosques altoandinos afectados por plantaciones de especies como *Pinus patula*, son objeto de investigación por parte del Grupo de Restauración Ecológica de La Universidad Nacional de Colombia, como un esfuerzo por contribuir al fortalecimiento de esta disciplina en el país, y generar conocimientos aplicables a la recuperación de los ecosistemas más afectados por las actividades humanas (ver capítulos 10 y 11 en este volumen).

CONCLUSIÓN

En la actualidad las plantaciones de especies introducidas siguen despertando controversia y generando posiciones encontradas por parte de diferentes instituciones y autoridades involucradas en el sector forestal. De esta forma es posible encontrar en la literatura tanto autores que demuestran los efectos desfavorables que las plantaciones de especies exóticas, principalmente las coníferas tienen sobre los ecosistemas nativos, como aquellos que exponen las ventajas de continuar utilizando estas especies no sólo con fines comerciales dado las ventajas que ofrecen

a nivel productivo, sino también dentro de programas de protección de cuencas hidrográficas, agroforestería y aun reforestación y restauración de zonas degradadas. No obstante, es innegable que las plantaciones de especies introducidas están lejos de poseer los componentes estructurales y funcionales y de ofrecer los servicios ambientales de los ecosistemas nativos propios de las regiones donde se han establecido, y continúan estableciendo. Resulta por tanto evidente la necesidad de revertir los proceso de remplazamiento de los ecosistemas nativos, y por el contrario generar los mecanismos legales que permitan la restauración ecológica de las zonas destinadas para conservación y protección que en la actualidad se observan como plantaciones o monocultivos, y no generan ningún aporte a la protección de la biodiversidad de nuestro país.



10.

Sucesiones experimentales en claros de plantaciones de *Cupressus lusitanica* en los alrededores del embalse de Chisacá

Carlos Arturo Rodríguez Sánchez / Orlando Vargas Ríos

RESUMEN

Se evaluó el efecto de tres disturbios experimentales con el objeto de dirigir la sucesión como estrategia de recuperación ecológica en zonas alteradas por plantaciones de ciprés (*Cupressus lusitanica*) para facilitar el reemplazo de especies forestales exóticas por nativas y restablecer la dinámica sucesional del ecosistema alterado. Las estrategias planteadas son: remoción superficial de acículas (tratamiento B), remoción de suelo (tratamiento C), remoción de suelo combinado con suelo proveniente del parche remanente (tratamiento D), y un control (tratamiento A). Se observaron diferencias entre los tratamientos en cuanto a riqueza y cobertura. En general los tratamientos incentivaron la sucesión, siendo el tratamiento D, el de mayor relevancia, ya que en éste germinaron 1526 y 265 individuos de las especies *Solanun oblongifolium* y *Verbesina crassiramea* respectivamente, que son especies pioneras leñosas de gran importancia para la restauración ecológica de estas áreas.

PALABRAS CLAVE

Sucesiones
experimentales,
Chisacá, restauración
ecológica, especies
pioneras.

INTRODUCCIÓN

Por largo tiempo los bosques andinos han estado sometidos a un proceso de deforestación, ocasionando que muchos de estos ecosistemas se presenten en la actualidad como áreas fragmentadas. (González & Solorza, 2007). En lugares como la Sabana de Bogotá y alrededores (Colombia), la vegetación natural ha sido sustituida por plantaciones de especies forestales introducidas de rápido crecimiento y alta adaptabilidad (Camargo y Salamanca, 1997). Especies como pino (*Pinus patula*), acacia (*Acacia sp.*) y ciprés (*Cupressus lusitanica*), entre otras,

han sido utilizadas en extensas áreas, provocando graves daños al ecosistema original, como una baja en la fertilidad del suelo, la acidificación del mismo, una baja luminosidad, que junto con la densa hojarasca producida reducen la germinación y el establecimiento de otras especies; y un desplazamiento y desaparición de la vegetación nativa (León 2007). Además en áreas de subpáramo reforestado con *Pinus patula* se determinó que éstos disminuyeron la diversidad y composición florística para este tipo de ecosistemas (van Wesenbeeck 2003). Cuando se reforesta con especies exóticas se tienen resueltos los problemas de domesticación y disponibilidad de propágulos, sin embargo, los resultados obtenidos con estos obligan a replantear la necesidad de domesticar y aprender a propagar especies nativas, para lo cual es necesario realizar inventarios de las especies que presenten las propiedades biológicas y ecológicas más adecuadas para clima y condiciones ambientales (Vázquez-Yanes *et al* 1999).

La sucesión secundaria es una de las herramientas principales de la restauración ecológica de ecosistemas (Higgs 1997, Howe 1994) y es la aplicación práctica de la misma la que puede generar el conocimiento para la restauración de hábitats dañados. La Sociedad de Restauración Ecológica, define restauración como “el proceso de alterar intencionalmente un sitio para establecer un ecosistema” (Jackson 1993). La restauración y sus manifestaciones, la revegetación y la rehabilitación están basadas en el manejo de la sucesión (Luken 1990).

La sucesión secundaria es la que adquiere mayor relevancia en los procesos de restauración de tierras, ésta se evidencia donde el suelo se encuentra bien desarrollado y favorable para la colonización, además de contener un pool de propágulos que representan los estadios sucesionales previos (Luken 1990, Glenn-Lewin & Van der Maarel 1992). En algunos sitios es suficiente con detener la perturbación para que se inicie la sucesión secundaria o regeneración natural. En otros sitios, debido al grado de perturbación que experimentaron, es necesario manipular los procesos ecológicos para que se inicie la sucesión.

En situaciones naturales, después de un evento de perturbación, la sucesión se inicia a partir de la germinación de especies presentes en el banco de semillas. Por el contrario, en sitios deforestados con una larga historia de ganadería y agricultura, el banco de semillas original puede estar severamente empobrecido o ausente (Gómez-Pompa y Vázquez-Yanes 1981). En estos sitios la llegada de nuevas semillas mediante eventos de dispersión es la única forma para el inicio de la sucesión secundaria.

Sin embargo, en los procesos de recuperación es muy difícil que se repita la trayectoria de la sucesión general, y aún es más complicado poder conocer la secuencia de aparición de especies, la cual por los cortos tiempos de estudio y lo compleja y larga que puede ser la recuperación de un lugar alterado, solo se pueda conocer algo de las especies tempranas de la sucesión (Connell & Slatyer 1977, Comin 2002).

Aunque es escasa la capacidad para predecir trayectorias con conocimientos previos o indirectos, es posible inducir el desarrollo de una vegetación protectora; en este sentido, es muy importante hacer énfasis en las especies vegetales herbáceas y leñosas nativas que tengan la potencialidad de crecer en zonas profundamente alteradas y que con el tiempo, permitan la recuperación de la fertilidad del suelo, un microclima y un ciclo hidrológico similares a los originales y el restablecimiento por lo menos, parte de la flora y fauna nativa que aun sobreviven en algunos sitios (Vázquez-Yanes *et al.* 1999).

Para la restauración del bosque y en general de cualquier ecosistema que haya sido sometido a diferentes regímenes de disturbio, se hace necesario entender los fenómenos sucesionales y los disturbios que los generan (Vargas 2000). Así, se aborda el disturbio como un evento que modifica el curso de la sucesión, ejerciendo influencia sobre las comunidades y sus especies, tanto en la estructura y dinámica de la comunidad, como las propiedades del ecosistema y la selección de rasgos específicos de historia de vida de las especies (Grubb 1977, White 1979, Picket & White 1985). Muchos ecólogos y conservacionistas reconocen que muchas formas de disturbio, son esenciales en los ecosistemas, pues muchas comunidades dependen de éste, especialmente para su regeneración (Picket & White 1985). La frecuencia, intensidad y escala del disturbio, así como las diferencias ecológicas en las condiciones iniciales de cada sitio alterado, son los factores determinantes de los patrones sucesionales post-disturbio, en particular de la velocidad de regeneración (Glenn-Lewin & Van der Maarel 1992). En este sentido, los modelos sucesionales son las herramientas teóricas más adecuadas para predecir la evolución de un ecosistema luego de un disturbio y así, poder detectar componentes clave, y contribuir al manejo ambiental.

A través de la aplicación de experimentos se puede llegar a ver los procesos sucesionales y los disturbios que los generan (Armesto & Pickett 1985, Varela 2003), así con la creación de áreas desnudas o en áreas donde se destruye la población original se generan esos espacios para una posible colonización en los que se desarrollan procesos de sucesión relacionados con la estrategias o rasgos de historias de vida de las especies; y a su vez poder estudiar los cambios en la composición de especies y resolver preguntas aplicadas al manejo de las comunidades (Clements 1916, Mc Cook 1994, Glenn-Lewin & van der Maarel 1992). El disturbio experimental es entendido como el proceso de remoción o daño de la biomasa aérea y/o subterránea que altera la estructura, composición y la disponibilidad de recursos de la comunidad (Lek *et al* 1989). Brokaw (1982), definió como claro a un hueco vertical por el cual el microclima llega a una altura no mayor de 2 m del suelo, siendo sus límites los bordes de las copas de los árboles que rodean a la abertura en el dosel. Debido a que son disturbios locales y a que incrementan la disponibilidad de recursos, se considera que los claros son cruciales en la regeneración y mantenimiento de la alta diversidad de especies de los bosques (Corredor & Vargas, 2007). Los claros constituyen la base para el reclutamiento y la sucesión; Richards (1952) precisa que la regeneración natural en un bosque

tropical depende de las aperturas originadas por la caída de árboles, que generan condiciones propicias para el reclutamiento, crecimiento y desarrollo de las plántulas y arbolitos jóvenes que han permanecido bajo la sombra.

Las zonas aledañas al embalse de Chisacá, localidad de Usme en Bogotá, también han sufrido un proceso de transformación, dando lugar a un paisaje compuesto en su mayoría por plantaciones de especies forestales exóticas, potreros y zonas con una alta densidad de retamo espinoso (*Ulex europaeus*); con algunos fragmentos cubiertos por vegetación nativa producto de la regeneración natural, principalmente matorrales mixtos de vegetación de subpáramo (Mora *et al.*, 2007).

Hasta la fecha son pocos los trabajos realizados en la zona, León (2007) realizó ensayos de nucleación y otras estrategias de restauración dentro de claros de *Pinus patula*, y Díaz-Martin (2007) quien evaluó la lluvia de semillas en cuatro áreas alteradas. La presencia de claros naturales dentro de estas plantaciones se ha tomado como una oportunidad para aprender sobre la regeneración que ocurre en estos sitios. La apertura del claro para que llegue luz es una estrategia para eliminar la principal barrera a la restauración, la competencia por luz, esto sumado a la presencia de parches remanentes, el microclima, la calidad del suelo y la ausencia de acículas, son factores que pueden acelerar la regeneración natural con respecto a las plantaciones de pino (Corredor & Vargas 2007) y se espera que a mediano y largo plazo sirva para el establecimiento de especies pioneras como *Verbesina crassiramea* y *Solanum oblongifolium*, entre otras.

Con la afectación que se evidencia en el paisaje y las consecuencias que de éstas se han derivado, especialmente en las zonas de plantaciones de coníferas forestales en los alrededores del embalse de Chisacá, se pretende, bajo un proyecto de restauración, generar estrategias que permitan el reemplazo de de las plantaciones exóticas de *Cupressus* sp por bosque nativo, y determinar el efecto que tiene la ampliación de los claros naturales sobre los patrones sucesionales de las especies vegetales dentro de las plantaciones.

MÉTODOS

Área de Estudio.

El estudio se llevó a cabo en un predio situado en la vereda “El Hato”, en los alrededores del Embalse de Chisacá, ubicado en el Distrito Capital de Bogotá, al suroeste de municipio menor de Usme, Cundinamarca. Se encuentra a 3165 m de altitud, a los 74° 15” longitud oeste y 4° 20” latitud norte, presenta una precipitación media anual de 765,2 mm y una temperatura promedio de 9,2 C°, ubicándose como un clima subhúmedo-húmedo (Mora *et al.*, 2007). Las plantaciones con *Cupressus lusitanica* ocupan actualmente el 7,86% del área perteneciente a los predios de la EAAB en los alrededores del embalse de Chisacá (Mora *et al.* 2007). El sitio de estudio es una plantación de *Cupressus lusitanica*, especie que actualmente ocupa un 7,86% del área perteneciente a los predios de la EAAB en los alrededores del embalse; son árboles que presentan densidad de copa considerable y cuya distancia de siembra es de dos metros aproximadamente entre cada árbol.

La plantación se caracteriza además por la presencia de una capa espesa de hojarasca (de acículas) y se encuentra en un terreno que presenta una topografía irregular.

Diseño Experimental

Sucesión temprana

Una de las mejores maneras de observar la sucesión es realizar experimentos, para este proyecto se realizaron tres tratamientos con sus respectivos controles; los tratamientos a evaluar fueron:

Tratamiento A- sin remoción (control): En estas parcelas no se hizo remoción durante el tiempo de permanencia del experimento.

Tratamiento B-con remoción superficial (5-10 cm): En estas parcelas se removió el suelo superficial.

Tratamiento C-remoción 0-10 cm.: En estas parcelas se removió el suelo superficial hasta llegar horizonte donde se observe materia orgánica.

Tratamiento D-remoción y combinación: En estas parcelas se removió el suelo superficial, y fue combinado con un trasplante de suelo tomado del parche remanente, ubicado en los alrededores de la plantación.

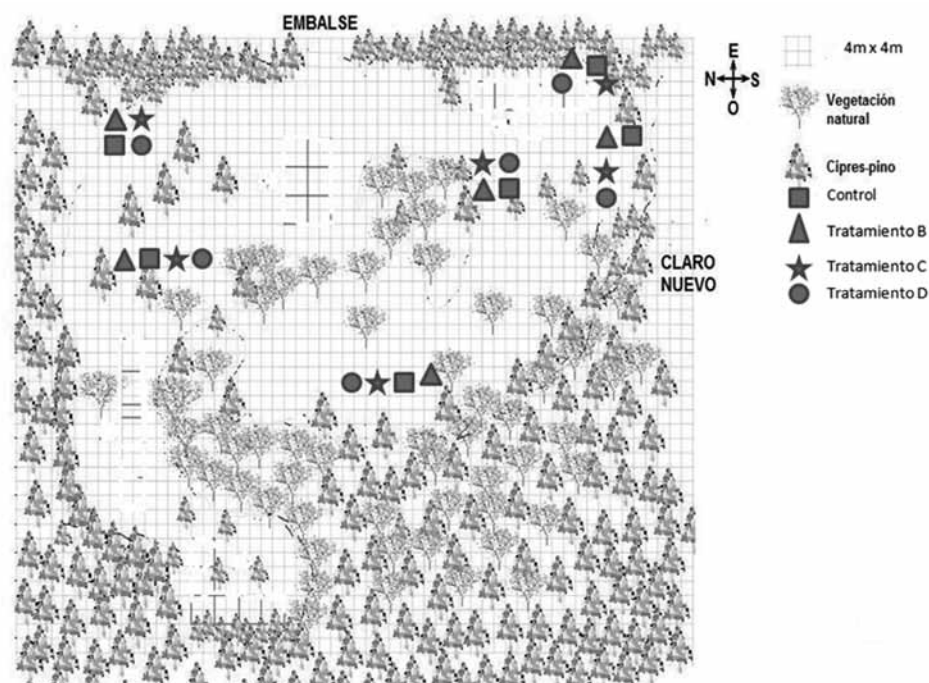


Figura 1. Ubicación espacial de las parcelas dentro del claro de *Cupressus* sp.

En total se realizaron 24 parcelas experimentales de 4x4m, seis por cada tratamiento. En cada parcela se delimitó una zona de amortiguación de 0,5m alrededor (interior) de la parcela para

minimizar el efecto de borde y recolectar material vegetal, cada parcela se subdividió en celdas de 1x1m (Fig. 2). Las parcelas fueron ubicadas en los alrededores del parche remanente (Imagen 1)

Variables a evaluar

Las observaciones en cada una de las parcelas cada 15 días a partir del mes a partir del 1 de Julio de 2008 hasta el 7 de enero de 2009. La sucesión se observó en cada una de las parcelas a partir del crecimiento vegetativo, sin discriminar que fuera del banco de semillas germinable o de lluvia de semillas. Se registró la cobertura como porcentaje, la composición y la riqueza en cada una de las celdas de cada parcela, utilizando una cuadrícula de medición de 0,5m x 0,5 m, hasta cubrir las nueve celdas de cada parcela (Imagen 1). Para las parcelas del tratamiento A (control) solamente se tomaron datos para riqueza.

Análisis de datos

Para evaluar si existían diferencias significativas entre los valores de riqueza y cobertura entre las replicas, y en cada uno de los tratamientos se realizaron análisis de varianza. Adicionalmente se calcularon los índices de diversidad de Shannon y Simpson. Para cualificar la similitud entre las especies en todas las parcelas, se elaboró un clúster empleando el coeficiente de similitud de Jaccard, que está basado en la presencia/ausencia de las especies en los sitios de muestreo.

Para el análisis de datos se usó el programa Past ver. 1.81 para cada una de las variables a evaluar.

RESULTADOS

Experimento de la Activación de la Sucesión.

Composición, riqueza y abundancia

En el estudio se registraron 49 morfotipos, distribuidos en 22 familias y 33 géneros; siendo asterácea (9), Scrophulariaceae (3), Polygonaceae (3) y Rosaceae (3) las más representativas. Aproximadamente el 77,5% de las especies colectadas fueron identificadas (38) (Fig. 2).

Respecto a los promedios finales de riqueza y cobertura por parcelas y tratamientos, el tratamiento A(Control) presentó el menor promedio en cuanto al número de especies por réplica(9,5) y su réplica 4 la de todo el experimento; el tratamiento D presenta una alta riqueza en todas las réplicas, con espacios muy homogéneos entre sí, y eso hace que tengan el mayor promedio(30,17), además presentan las réplicas(2 y 4) con el más alto valor de riqueza de todo el experimento, 31; los tratamientos B y C tienen un promedio muy parecido en cuanto a su riqueza (24,5 y 22,5 respectivamente). En cuanto a las abundancias en el tratamiento B es notable que al mismo tiempo se presentan los valores máximos y mínimos de cobertura, y se observa nuevamente que en el tratamiento D se presenta la menor variabilidad (Figs. 4 y 6). Como se evidencia en la composición florística el tratamiento de remoción-combinación de suelo(D), presenta el mayor número de especies (43), seguido por los tratamientos remoción superficial(B) y remoción de acículas y suelo

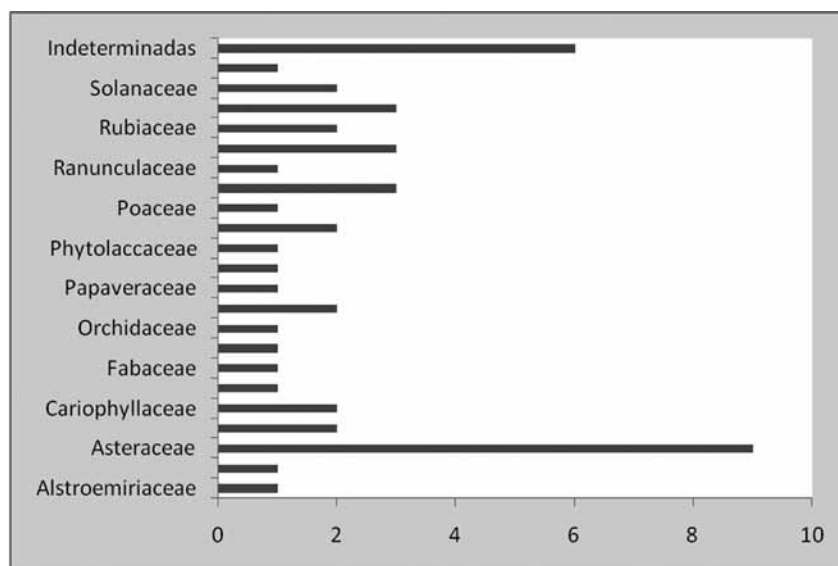


Figura 2. Número de especies por familia registrados dentro de las parcelas de los claros de *C. lusitanica*.

(C) con igual número de especies (41); siendo el control (A) el tratamiento con la menor riqueza en todo el experimento (37).

La diversidad en cada uno de los tratamientos se determinó con los índices de Simpson y de Shannon, en general no se nota mucha diferencia entre los tres tratamientos; sin embargo se observa un ligero aumento en el tratamiento D, mostrándose como el tratamiento de mayor diversidad (Tabla 1)

Se presentaron diferencias significativas en el número de especies entre los tratamientos (ANOVA, $p < 0,05$) con una tendencia a aumentar linealmente a lo largo del experimento. El análisis estadístico demuestra que los tratamientos son significativamente diferentes entre sí con base a la riqueza, además se observa que se presentan 3 grupos con respecto a la media y varianza, siendo el tratamiento A el de menor número de especies y con una mayor variabilidad entre sus replicas, los tratamientos B y C presentan un comportamiento algo similar aunque es algo mayor la variabilidad en las replicas del tratamiento B; finalmente en cuanto al número de especies, el tratamiento D presenta la mayor media y se nota que las replicas son mas homogéneas entre sí.

Para la cobertura, como en el caso anterior debido a que en el ANOVA, el valor P es inferior a 0,05 se puede rechazar la hipótesis nula, según la cual no habría diferencias significativas entre los tratamientos con el 95% de confianza; o lo que es lo mismo, podemos reconocer que en términos de la cobertura existen diferencias significativas entre los tratamientos. Además se observa que se presentan 3 grupos con respecto a la media y varianza de la siguiente manera, en términos del promedio el Tratamiento C presenta el menor valor, luego el grupo B un valor intermedio, y finalmente un grupo D el mayor valor, siendo la diferencia entre B y C muy similar a la diferencia

entre B y D (C y D son equidistantes a B). En términos de la varianza en D las diferencias entre las réplicas son muy pequeñas, en C son grandes con respecto a la media y en B las diferencias entre réplicas son aún mayores.

Tabla 1. Índices de diversidad y equitatividad.

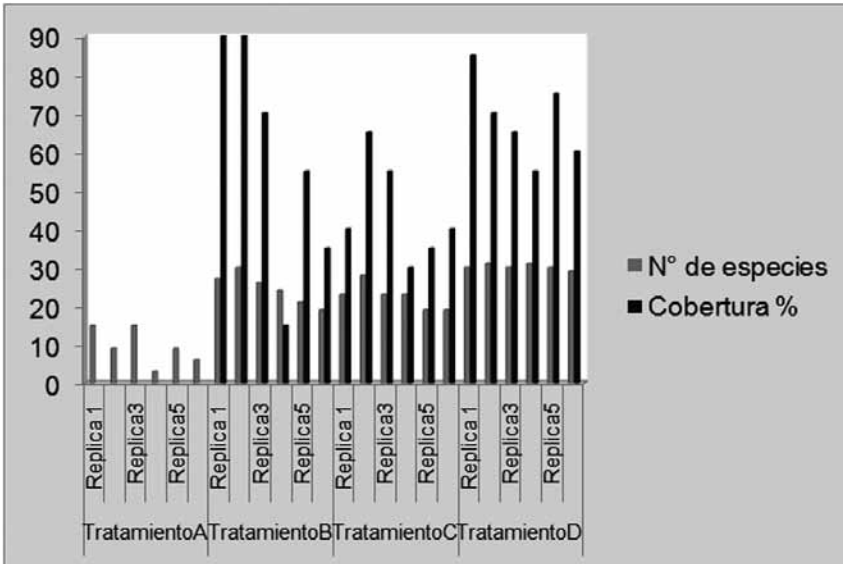


Figura 3. Riqueza y cobertura en cada tratamiento y sus respectivas réplicas

	Control	Tratamiento B	Tratamiento C	Tratamiento D
Riqueza	37	41	41	43
Shannon		2,79	2,80	2,87
Simpson		0,89	0,894	0,89
Equitability		0,75	0,7545	0,76

Abundancias relativas por tratamiento.

Observando la Figura 7, se nota que el tratamiento B presenta una alta equitatividad, las especies se distribuyen de una manera similar, mostrando un comportamiento en parejas más o menos iguales de distribución.

El tratamiento C presenta un poco de dominancia de *Ranunculus nubigenus*, la cual es muy notoria en el tratamiento D. En general se observa que los tres tratamientos están en un estado inicial de sucesión, y se detalla una gran homogeneidad entre especies poco y muy poco abundantes (raras). La única especie que muestra tendencia a la dominancia es *R. nubigenus*.

En general las especies presentes muestran que el banco de semillas que se expresó son de especies ruderales propias de pastizales o de sistemas de producción agrícola. (Fig. 5)

Con base al índice de Jaccard se observa un gran grupo en el que los tratamientos son mas similares entre sí, que incluye elementos de los tratamientos B, C y D, mientras que las replicas del

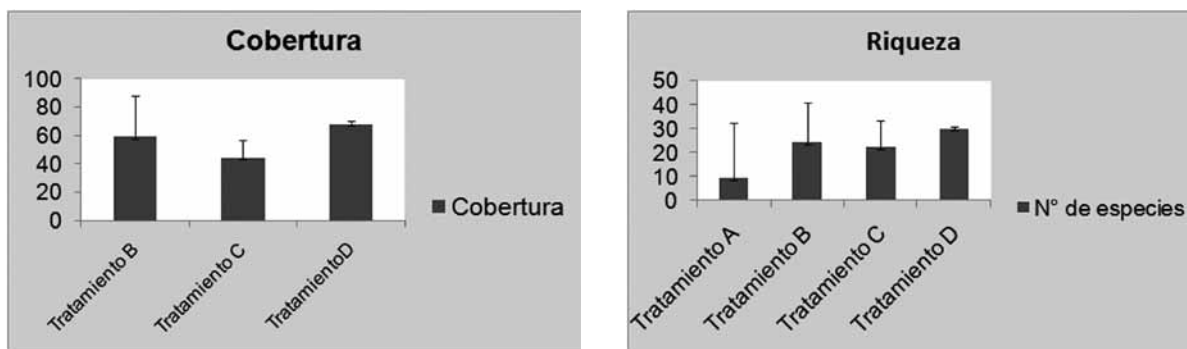


Figura 4 . Riqueza y cobertura por tratamientos.

tratamiento A presentan grandes diferencias entre sí y con el grupo anteriormente mencionado; dentro de este gran grupo se evidencia que los elementos del tratamiento D se encuentran agrupados, sin que la similitud entre ellos sea muy superior a la observada con los demás elementos del grupo (Fig. 6). Se encontró que los tratamientos con mayor similitud son los pares comprendidos por los tratamientos TD5-TD1 (0,71429); TD1-TB2 (0,71429); TD1-TD3 (0,71429); TC4-TD1 (0,70968); TC1-TC4 (0,7037); TD5-TD4(0,69444); TD1-TD2 (0,69444).

Observando los tratamientos en general se nota que los tratamientos de remoción superficial (TB) y remoción-combinación (TD) son los más cercanos, y que el tratamiento control como se menciono anteriormente es el más lejano de todos (Fig. 3).

Patrones sucesionales

Para evaluar la dinámica sucesional, es necesario observar los cambios que presenta la vegetación a través del tiempo. En general en todos los tratamientos se presentó un crecimiento gradual en el número de especies, observándose una explosión en los primeros 60-90 días, para luego tender a estabilizarse la riqueza a través del tiempo, se destaca un mayor crecimiento en el tratamientos D, mientras los tratamientos B y C muestran un comportamiento similar con aumentos menores en el número de especies, el tratamiento control permaneció sin cambios en la riqueza a través del tiempo, sólo hasta los últimos días del experimento (Fig. 7).

Tomando las cuatro especies más representativas de cada pastizal, se evaluó el patrón de cobertura a través del tiempo.

El tratamiento B (remoción superficial de acículas), está dominado en general por 4 especies, siendo *S. nigrum* la que presenta porcentajes de cobertura bajos que se mantienen a través del

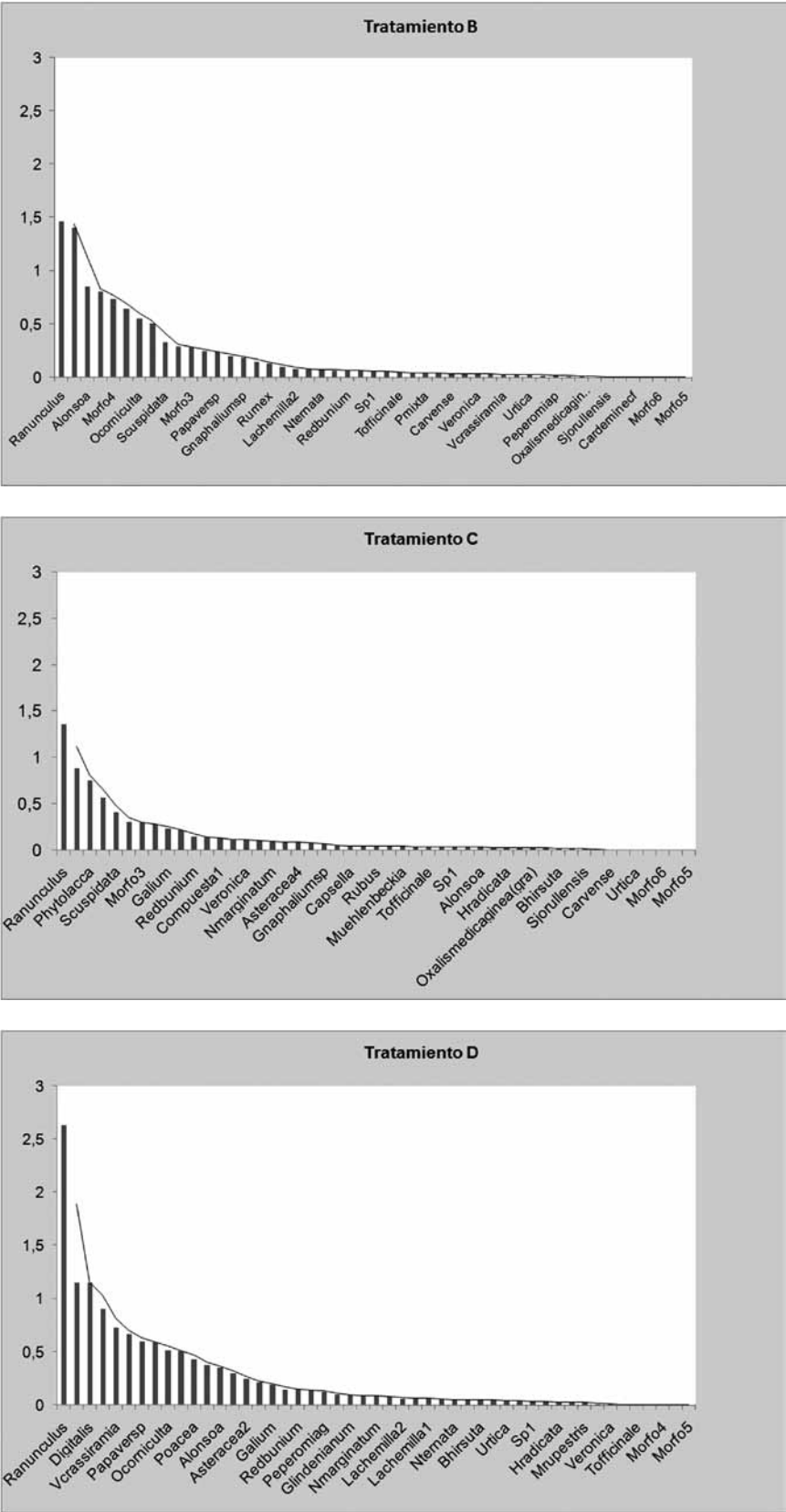


Figura 5. Abundancias relativas por tratamiento.



Imagen 1. Diseño de las parcelas de seguimiento de los tratamientos implementados dentro de la plantación de *Cupressus lusitanica*.



Imagen 2. De izquierda a derecha: plántulas de *Phytolacca bogotensis*, *Solanum oblongifolium*, *Verbesina crassiramea*

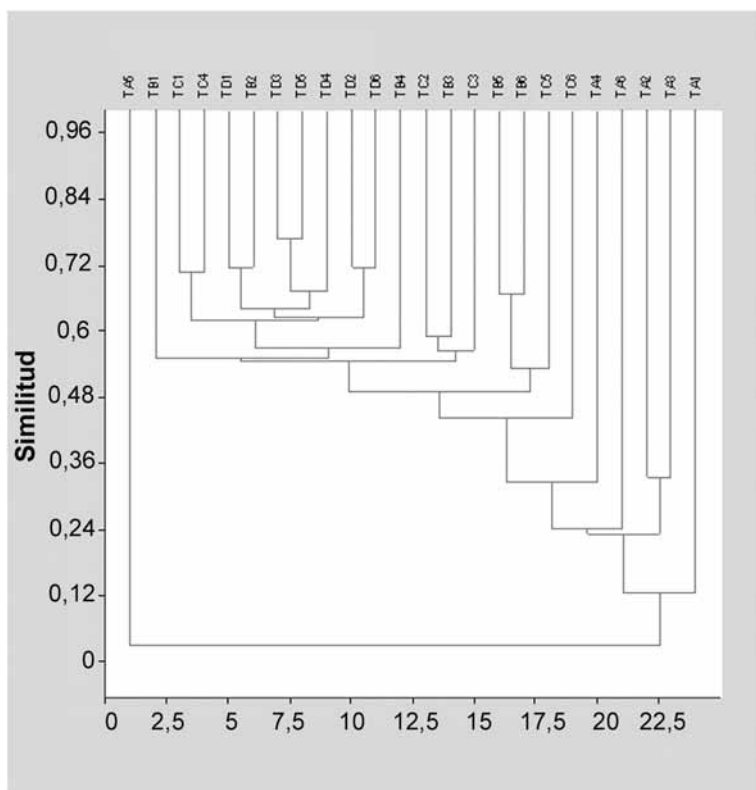


Figura 6. Clúster de Similitud de Jaccard: índice para cada tratamiento y sus respectivas replicas

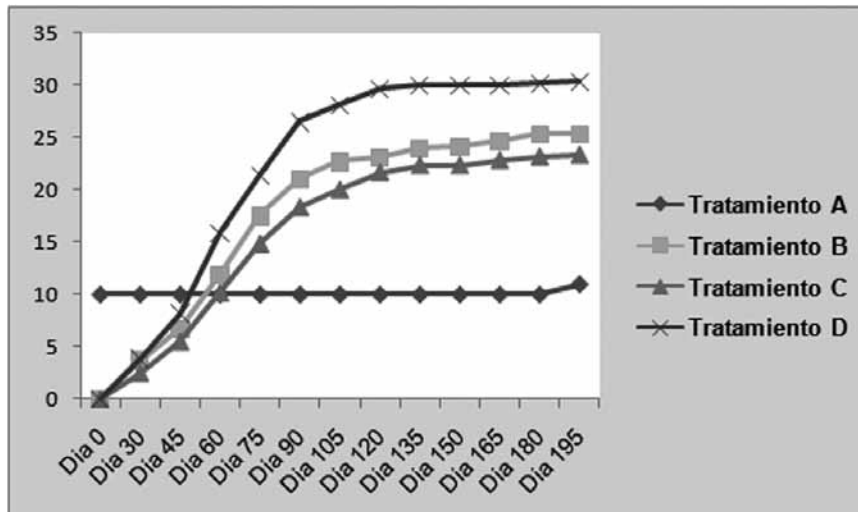


Figura 7. Evolución de la riqueza a través del tiempo

tiempo. *A. meridionalis* y *P. bogotensis* presentan un patrón similar de cobertura con el tiempo, y *R. nubigenus* por el contrario tiende a aumentar su cobertura con el tiempo (Fig. 8).

En el tratamiento C (remoción de acículas y suelo) se observa claramente de nuevo la dominancia de la especie *R. nubigenus* y su tendencia a aumentar en cobertura con el tiempo; la especie *P. rhoeas* presenta en los primeros muestreos un comportamiento similar a la especie anterior, sin embargo

tuvo una disminución radical debido a la erradicación manual que realizó el Ejército Nacional (Fig. 9).

Sobresale en el tratamiento D (remoción y combinación de suelo) la especie *R. nubigenus* como la de mayor cobertura a través del tiempo y la de más alta dominancia, en general las 4 especies restantes presentan un comportamiento similar. Sin embargo es importante destacar el comportamiento de las especies *S. oblongifolium* y *V. crassiramea* ya que estas especies en este tratamiento mostraron una alta cobertura respecto a los demás tratamientos, además de ser especies gran importancia para la restauración ecológica de la zona (Fig. 10).

Sucesión-Regeneración

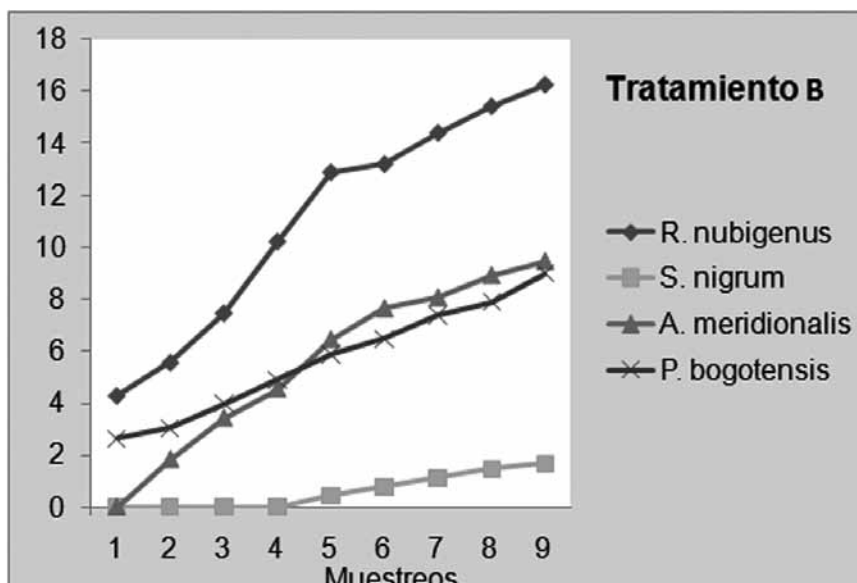


Figura 8. Porcentaje de cobertura de las 4 especies más representativas del tratamiento B a través del tiempo

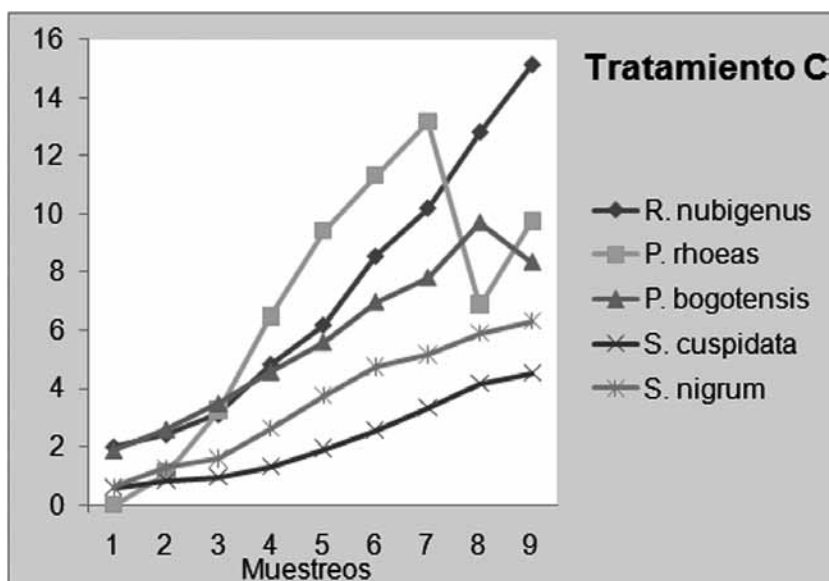


Figura 9. Porcentaje de cobertura de las 5 especies más representativas del tratamiento C a través del tiempo

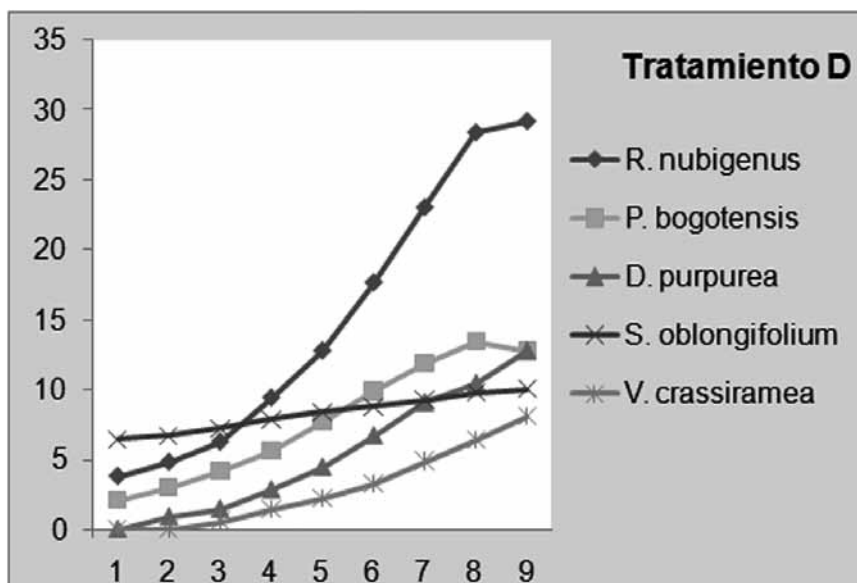


Figura 10. Porcentaje de cobertura de las especies más representativas del tratamiento D a través del tiempo.

La Tabla 2 muestra las especies nativas que se reprodujeron en todo el experimento, donde se nota que la gran mayoría son hierbas, tanto de dispersión zoocora o anemócora; además en muchas de estas especies no ha sido posible definir el rol que éstas pueden cumplir en procesos de restauración, sin embargo la forma de vida de la gran mayoría nos indica los primeros procesos de sucesión.

Tabla 2. Especies nativas presentes en el experimento.

Familia	Morfoespecie	Forma de vida	Origen	Dispersión	Potencia en la Restauración
Alstroemeraceae	<i>Bomarea hirsuta</i>	Enredadera	Nativa	Zoocora	Como colonizadoras-inductoras
Apiaceae	<i>Niphogeton ternata</i>	Hierba	Nativa	Anemócora	Sin potencial claro
Asteraceae	<i>Gnaphalium sp.</i>	Hierba	Nativa	Anemócora	
Asteraceae	<i>Noticastrum marginatum</i>	Hierba	Nativa	Anemócora	Sin potencial claro
Asteraceae	<i>Siegesbeckia jorullensis</i>	Hierba	Nativa	Anemócora	Sin potencial claro
Asteraceae	<i>Verbesina crassiramea</i>	Árbol	Nativa	Zoocora	Como colonizadoras-inductoras
Cariophyllaceae	<i>Cerastium arvense enre</i>	Hierba	Nativa	Anemócora	Sin potencial claro
Cariophyllaceae	<i>Stellaria cuspidata</i>	Enredadera	Nativa	Anemócora	Sin potencial claro
Ericaceae	<i>Macleania rupestris</i>	Arbusto	Nativa	Zoocora	Como colonizadoras-inductoras
Geraniaceae	<i>Geranium lindenianum</i>	Hierba	Nativa	Anemócora	Sin potencial claro
Orchidaceae	<i>Malaxis excavata</i>	Hierba	Nativa	Anemócora	Como colonizadoras-inductoras
Oxaliadaceae	<i>Oxalis medicaginea</i>	Hierba	Nativa	Anemócora	Sin potencial claro
Passifloraceae	<i>Passiflora mixta</i>	Liana	Nativa	Zoocora	Como colonizadoras-inductoras
Phytolaccaceae	<i>Phytolacca bogotensis</i>	Hierba	Nativa	Zoocora	Como colonizadoras
Piperaceae	<i>Peperomia microphylla (peq</i>	Hierba	Nativa	Zoocora	Como colonizadoras-inductoras

Familia	Morfoespecie	Forma de vida	Origen	Dispersión	Potencia en la Restauración
Piperaceae	<i>Peperomia rotundata</i>	Hierba	Nativa	Zoocora	Como colonizadoras-inductoras
Polygonaceae	<i>Muehlenbeckia tamnifolia</i>	Liana	Nativa	Zoocora	Como colonizadoras
Ranunculaceae	<i>Ranunculus nubigenus</i>	Hierba	Nativa	Zoocora	Sin potencial claro
Rosaceae	<i>Lachemilla fulvescens</i>	Hierba	Nativa	Zoocora	Sin potencial claro
Rosaceae	<i>Lachemilla orbiculata</i>	Hierba	Nativa	Zoocora	Sin potencial claro
Rosaceae	<i>Rubus gachatensis</i>	Arbusto	Nativa	Zoocora	Como colonizadoras
Rubiaceae	<i>Galium Hypocarpium</i>	Enredadera	Nativa	Zoocora	Sin potencial claro
Rubiaceae	<i>Galium sp.</i>	Enredadera	Nativa	Zoocora	Sin potencial claro
Scrophulariaceae	<i>Alonsoa meridionalis</i>	Hierba	Nativa	Anemócora	Sin potencial claro
Solanaceae	<i>Solanum nigrum</i>	Arbusto	Nativa	Zoocora	Como colonizadoras
Solanaceae	<i>Solanum oblongifolium</i>	Árbol	Nativa	Zoocora	Como colonizadoras-inductoras
Urticaceae	<i>Urtica ballotifolia</i>	Hierba	Nativa	Anemócora	Sin potencial claro

Para evaluar si los tratamientos experimentales realizados, además de activar la sucesión, podía direccionar hacia la vegetación presente en el parche remanente se estimó la presencia de la especie pionera temprana *Phytolacca bogotensis* y las especies pioneras leñosas intermedias *Solanum oblongifolium* y *Verbesina crassiramea*, por medio de la cobertura de cada una en las diferentes parcelas, además para las dos especies leñosas se tomó en cuenta el número de individuos (Imagen 2).

En general se observó que en todos los tratamientos se presentó *P. bogotensis*; sin embargo, cabe anotar que no se presenta en las mismas proporciones de cobertura y que el tratamiento D (remoción-combinación) muestra la menor variabilidad en sus réplicas. Como el valor de P es mayor a 0,05 (ANOVA) se acepta la hipótesis nula, lo que nos corrobora que no existen diferencias significativas entre los tratamientos.

En cuanto a *S. oblongifolium* y *V. crassiramea*, el comportamiento es algo similar para las dos especies, donde se nota que el tratamiento de remoción-combinación de suelo (D) aporta la gran mayoría de individuos y coberturas para el experimento en general. Para los dos casos el valor P es menor a 0,05(ANOVA), lo que nos indica que existen diferencias significativas en cuanto a los tratamientos. Es importante destacar que en el tratamiento D, a pesar de aportar la gran mayoría de individuos, también existen unas altas diferencias en cuanto a su variabilidad, lo que puede ser debido a errores cometidos durante el desarrollo del diseño experimental.

DISCUSIÓN

Experimento de la Activación de la Sucesión

En general en todos los tratamientos se observan especies ruderales y arvenses propias de las etapas iniciales de la sucesión; confirmándose a su vez que muchas de estas especies son herbáceas introducidas las cuales colonizan más fácil y más rápido ambientes que han estado bajo algún

disturbio (Jaimes & Sarmiento, 2002) y algunas nativas características de comunidades abiertas como *Phytolacca bogotensis*, *Rubus gachatensis*.

Como lo reportó Collins (1987), la riqueza se incrementa por la ocurrencia de un disturbio (disturbios experimentales en el suelo), ya que como se observó, el desarrollo de una densa capa de acículas reduce la riqueza de especies, así, en general todos los tratamientos mostraron un aumento en la cantidad de especies respecto al control, ya que se generan aquellos micrositios para la expresión del banco de semillas y para el arribo de nuevas especies (Collins 1987, Armesto & Picket 1985).

La apertura de claros y los disturbios en el suelo generaron cambios en la riqueza, diversidad y composición debido a las nuevas condiciones, sobresaliendo por su cantidad herbáceas, en general, especies ruderales con una alta dominancia, comportamiento que fue muy similar en otros claros en la zona (León 2007), además la presencia de especies como *Galium canescens*, *Taraxacum officinale*, *Oxalis medicagine*, *Capsella bursa-pastoris*, entre otras muestra un parecido a la composición de un pastizal, mostrando la permanencia del banco de semillas, ya que este predio tuvo ese uso antes de la plantación.

En general, en los tratamientos evaluados existe un incremento casi constante en la riqueza de especies durante el periodo de muestreo, hasta casi el día 90, donde la riqueza comienza a hacerse estable, sin dejar de establecerse más especies en el curso de la sucesión, así la germinación y establecimiento de nuevas especies se observa hasta el final de la época de muestreo, lo que evidencia el nicho de regeneración de Grubb (1977).

Cabe notar que en general los tratamientos incentivaron la sucesión, siendo el tratamiento de remoción-combinación de suelo el que tuvo un comportamiento más homogéneo en cuanto a su riqueza y cobertura.

Los tratamientos B (remoción superficial) y D (remoción-combinación) presentan un comportamiento similar en cuanto a riqueza y cobertura, que se corroboró con el índice de Jaccard, lo que muestra que muchas de las semillas que se encontraban latentes, se encontraban también en el parche remanente, lo que demuestra que hay una influencia de éste hacia el claro, pero que la densa cantidad de acículas no permite la germinación y el establecimiento de las especies provenientes del parche. Muchas de estas especies son de dispersión anemócora, lo que ha facilitado su arribo al claro, sin embargo a pesar de tener muchas especies en común estos dos tratamientos, solo el tratamiento D presentó algunas especies realmente importantes para la restauración. En sí, todos los tratamientos tenían un banco de semillas sepultado por las acículas, y la remoción de la hojarasca estimuló la germinación de estas semillas.

Es de sumo interés, tomar en cuenta el comportamiento de la especie *Ranunculus nubigenus* que fue la que presentó la mayor cobertura en todos los tratamientos ya que puede adquirir un

comportamiento inhibitorio de especies leñosas importantes para la restauración del ecosistema (Connell & Slatyer, 1977).

La escasa presencia de árboles y arbustos se puede deber a que del parche remanente las semillas de especies propias de éste pueden ser predadas en la planta o recién llegan al suelo por aquellos organismos detritívoros de la hojarasca, o que las pocas que pudieron llegar a las plantaciones es muy baja su capacidad de germinación debido a la hojarasca producida por las especies forestales y por la escasa cantidad de luz que éstas pueden dejar que reciban estas semillas para su germinación. Entre las especies registradas se encuentran *Phytolacca bogotensis*, *Geranium sibiricum*, *Muehlenbeckia tamnifolia*, *Gnaphalium* sp., *Rubus bogotensis*, *Solanum nigrum*, *Digitalis purpurea*, y se verifica que forman parte del BSG de los ecosistemas de alta montaña (Jaimes & Rivera 1990).

Sucesión regeneración

En los predios aledaños al embalse de Chisacá la alteración antrópica ha dejado extensas áreas sin relictos de vegetación natural, lo que dificulta la regeneración natural ya que son muy pocas las fuentes de propágulos de las especies de bosque nativo, lo que favorece y aumenta la invasión y el establecimiento de especies exóticas (McIntyre & Lavorel, 1994, citado en Mora et al, 2007) así, en el experimento se presentaron especies como *R. acetosella*, *T. officinale*, *L. orbiculata*, *Cerastium* y *Veronica* sp., especies ruderales, propias de áreas altamente disturbadas y comunes a esta altura (Grime 1979). En general las especies establecidas en las parcelas son hierbas que pueden regenerarse a través de semillas o retoños, y que son capaces de producir un gran número de semillas, pequeñas y con estructuras que les permiten alcanzar grandes distancias (Gonzalez et al. 2007), además de varias estrategias de regeneración, que les genera ventajas competitivas frente a otras especies, lo que limita el establecimiento de ciertas especies nativas.

En términos de sucesión ecológica, sobresale el mínimo aporte de propágulos de especies de bosque altoandino en los tratamientos evaluados, lo que refleja la limitada fuente de propágulos, ya que como se menciono anteriormente los relictos de bosque son escasos y pequeños en la región (Mora et al, 2007). Para los tratamientos evaluados se observó que estos incentivaron la sucesión en su primera etapa con una mayoría de especies ruderales y arvenses, en todos se destacó la presencia de *P. bogotensis* especie pionera temprana que es capaz de colonizar el sitio en las condiciones que ocurren inmediatamente después del disturbio y modificar el ambiente y facilitar el establecimiento de especies tardías, su gran número hace suponer también la presencia de bancos de semillas de esta especie traídas principalmente por dispersión ornitócora; sin embargo el tratamiento de remoción-combinación se destaca por la presencia de especies como *Solanum oblongifolium* y *Verbesina crassiramea*, que se encuentran en el parche de vegetación remanente y son especies pioneras que colonizan y permanecen en la comunidad un tiempo sin dominar los recursos, lo que las hace inductoras o facilitadoras de otras especies propias del bosque. Son especies nativas anemócoras o zoócoras, de porte arbustivo o arbóreo y ciclos de vida intermedios a largos.

(Mora et al 2007) Estos árboles presentaron muy buenas frecuencias y densidades en los sitios muestreados. Algunas especies ya han sido estudiadas como en el caso de una especie del género *Verbesina*, donde se encontró que esta especie logra facilitar el establecimiento de otras especies dispersadas por aves, sirviendo como percha (Peterson & Haines, 2000). Cabe destacar que estas dos especies fueron sobresalientes en la estrategia de remoción-combinación con 1526 individuos en total de *S.oblongifolium* y 265 de *Verbesina*, lo que nos muestra que el trasplante de suelo puede ser un mecanismo viable para transportar semillas germinables de un parche remanente y así poder incentivar la sucesión y direccionarla a un futuro bosque de vegetación nativa.

Sin embargo, la sucesión debe ser monitoreada a mayor plazo, con lo cual se pueda lograr un mayor conocimiento de las especies que se establecerán, cuales son los mecanismos de colonización y qué otros procesos ocurren dentro de esta dinámica. Sobre todo, es importante hacer énfasis en la especie *S. oblongifolium*, que presenta una tasa de crecimiento muy baja, además que especies de crecimiento estolonífero como *R. nubigenus* pueden afectarla, ya que al parecer esta especie (*S. oblongifolium*) es heliófila, lo que podría afectar su desarrollo. (Ávila, 2008); otro aspecto a tener en cuenta es que, a pesar de la importancia que pueda adquirir la especie *Phytolacca bogotensis* como planta propicia para la restauración como una posible planta facilitadora para el establecimiento de especies tardías de la sucesión, es imperioso tener un control sobre la misma ya que esta especie después de varios meses y si las condiciones le son favorables presenta una expansión en su crecimiento que podría llegar a ser una planta inhibitoria para la colonización o establecimiento de otras especies, dando así una baja o lenta recuperación (Connell & Slatyer, 1977), por esto es imperioso que se realicen siembras alternas de árboles nativos, que puedan generar una mayor complejidad estructural, atrayendo la fauna y convirtiéndose en especies niñeras.

RECOMENDACIONES

Monitorear más tiempo para observar el recambio de especies que se dan a lo largo del tiempo, para así poder tener más herramientas y conocer hacia dónde se dirige la sucesión; del mismo es conveniente controlar aquellas especies que por su cobertura pueden inhibir el establecimiento y crecimiento de especies importantes para la restauración.

Es importante evaluar el comportamiento de las especies importantes que guían hacia el parche remanente para poder determinar si algunos factores las puedan afectar.

Este tipo de experimento puede ser manejado alternamente con una siembra de especies leñosas propias de bosque altoandino.

Es crucial seguir el comportamiento de la especie *Macleania rupestris* que se presenta en alturas superiores, y que puede ser indicadora de la paramización de la zona.

AGRADECIMIENTOS

A la Secretaría Distrital de Ambiente SDA y a la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá EAAB-ESP por la financiación y el apoyo logístico ofrecido. Al Grupo de restauración Ecológica de la Universidad Nacional de Colombia por la ayuda en la solución de inquietudes. A Don Omar, Don Vicente, Don Reynaldo, por su colaboración y asistencia en los procesos de campo en la zona; a Liz por su colaboración y compañía en todo el proceso, a Manuel, Mónica y Cristian por su colaboración en el manejo estadístico y análisis de resultados, a mi familia y a Diana por su apoyo, colaboración y compañía en todo el proceso.



Formación de núcleos de restauración de *Lupinus bogotensis* dentro de claros en plantaciones de *Pinus patula* y *Cupressus lusitanica*

Liz Alejandra Avila Rodríguez / Orlando Vargas Ríos

PALABRAS CLAVE

Restauración ecológica, núcleos de regeneración, variables ambientales, especies pioneras, bosque altoandino, suelo

RESUMEN

Este trabajo se realizó en una plantación de *Pinus patula* y *Cupressus lusitanica* ubicada en el costado occidental del Embalse de Chisacá. El objetivo principal de la investigación fue buscar una estrategia para activar los procesos de sucesión-regeneración dentro de plantaciones forestales. Para ello se formaron núcleos de restauración usando una matriz de *Lupinus bogotensis* combinada con las especies pioneras *Verbesina crassiramea*, *Smallanthus pyramidalis* y *Solanum oblongifolium*. Se sembraron plantas de estas tres especies cuando el dosel de *L. bogotensis* se había desarrollado. Como parcelas control se sembraron parcelas puras de cada pionera. En estos núcleos se evaluó el efecto de *L. bogotensis* sobre cada especie y el efecto de las variables ambientales sobre el crecimiento de las plantas. Durante el tiempo evaluado *L. bogotensis* tuvo un efecto positivo en las tasas de crecimiento de *S. pyramidalis* y *V. crassiramea* y un efecto negativo en las de *S. oblongifolium*. La mayor altura promedio se presentó en el tratamiento con *L. bogotensis* para *S. pyramidalis* (1.95 m DE=163.5), seguido por *V. crassiramea*, con el mismo tratamiento (1.06 m DE=80.3). Finalmente, *S. oblongifolium* presentó las tasas de crecimiento más bajas, el mejor promedio se obtuvo en parcelas sin *L. bogotensis* (0.20 m DE= 10.0). Aunque el efecto del tratamiento con *L. bogotensis* fue importante, fueron determinantes las condiciones ambientales de los claros donde se ubicaron las diferentes parcelas que provocaron una gran variación en los resultados. Los claros grandes, con más cantidad de horas luz,

suelos ricos en Ca y P y buenas tasas de infiltración maximizan las tasas de crecimiento en las cuatro especies.

INTRODUCCIÓN

Los paisajes colombianos y sus diferentes ecosistemas están bajo un proceso de transformación continuo. Este proceso ha sido especialmente acelerado en la región Andina en donde las actividades de pastoreo han dejado grandes zonas abiertas en reemplazo de las complejas formaciones vegetales antes existentes (Etter & Van Wyngaarden 2000). En general, en todos los países neotropicales se presenta un profundo cambio en la vegetación natural, quedando en la mayoría de los casos relegada a pequeños parches de hábitat o corredores lineales inmersos en una matriz de pastizales, cultivos agrícolas u otro elemento derivado de la acción humana (Tres & Reis 2007, Elliot *et al.* 2003, Souza & Batista 2004, Álvarez *et al.* 2004, Posada *et al.* 2000). Estos remanentes representan la única (y última) alternativa de restauración de las áreas naturales degradadas (Tres & Reis 2007, Elliot *et al.* 2003, Souza & Batista 2004).

En un primer intento por recuperar las zonas transformadas, primaron objetivos económicos y estéticos antes que la restauración de los ecosistemas (Anderson 1954). Extensas áreas fueron convertidas en bosques artificiales de especies exóticas introducidas como una alternativa económica que buscaba convertir al país en una potencia forestal (Wright *et al.* 1995). Actualmente sabemos que las plantaciones homogéneas de especies exóticas o inclusive nativas causan alteraciones drásticas en la biodiversidad y propician aún más la degradación de los ecosistemas nativos, generando así una disminución en los bienes y servicios que éstos ofrecen. Entre las consecuencias más notables causadas por este tipo de plantaciones están la disminución de la fertilidad en el suelo y acidificación del mismo, cambios en el patrón de redistribución de aguas, desaparición de la vegetación nativa y disminución en la oferta de hábitat para la fauna (León 2007, Alvares *et al.* 2004). Se sabe que los pinos tienen un fuerte efecto inhibitorio en la abundancia de plantas del sotobosque lo cual da como resultado una baja riqueza de especies (Laughkin & Grace 2006).

El objetivo principal de la restauración ecológica es iniciar y acelerar la dinámica sucesional para que el ecosistema pueda recuperar su autenticidad natural y, si es posible, parte de su autenticidad histórica (Clewell 2000, Ehrenfeld 2000). Para lograr esta meta es necesaria la creación de una combinación de especies y condiciones ambientales que permitan que el sitio se vuelva autosostenible (Parker 1997). La formación de núcleos de regeneración (Yarraton & Morrison 1974, Tres & Reis 2007) se presenta como una técnica efectiva para lograr los objetivos deseados. Mediante estos núcleos una determinada especie (niñera o pionera), fomenta un ambiente adecuado para el establecimiento de otras especies. Es importante tener en cuenta que la restauración ecológica debe estar enfocada en el desarrollo de procesos en el ecosistema (metas funcionales), que a su vez puedan ayudar a la consecución de los estados finales deseados, más que en la persecución de dichos estados *per se* (metas estructurales) (Pfadenhauer 2001).

En los alrededores del Embalse de Chisacá el bosque altoandino fue altamente fragmentado, hoy en día, quedan tan sólo vestigios de éste ecosistema con algunos individuos de especies de bosque y parches de matorral inmersas en una matriz de potreros o plantaciones de *P. patula* y *C. lusitanica* (Mora et al 2007). La intervención que se requiere para restaurar ésta área implica la reducción o la remoción de las plantaciones exóticas que impiden que la dinámica sucesional se desarrolle normalmente y su reemplazo por especies con rasgos de historia de vida (RHV) que les permitan sobrevivir a las difíciles condiciones ambientales generadas por los pinos y por la fragmentación del ecosistema. Por esta razón, el estudio de los RHV es una herramienta crucial para seleccionar especies claves para la restauración en un área degradada (Kolb & Diekmann 2005). Según Díaz et al.. (2002), los “mejores rasgos” son aquellos que aportan más datos con respecto al tiempo y esfuerzo invertido para la evaluación. Cuánto más sencilla sean las metodologías para evaluar los rasgos, el tiempo y esfuerzo de muestreo será menor. La altura de la planta, relacionada con su forma de vida, permite conocer la capacidad competitiva de una especie. La forma de dispersión permite, a su vez, conocer otros RHV relacionados con la fecundidad y crecimiento. Por ejemplo, las especies con frutos carnosos de semillas grandes (zoócoras) poseen por lo general baja fecundidad, semillas de corta duración y tasas de crecimiento bajas; se ven más favorecidas en ambientes con animales que puedan dispersarlas y además las reservas de las semillas les facilitarán germinar en ambientes cerrados (Rodríguez 2007). Por otro lado, las especies de semillas muy pequeñas (anemócoras) tienen por lo general alta fecundidad, semillas dormantes y tasas de crecimiento altas (en particular cuando su contenido de agua en la hoja es grande), y por lo general se podrá dispersar ampliamente en el espacio y tiempo y se verán más favorecidas en ambientes abiertos (Trujillo 2007).

Precisamente, el uso de especies nativas para la restauración del bosque es restringido por la carencia de conocimiento acerca de los requerimientos para su propagación, sobrevivencia y crecimiento (Alvares et al 2004, Souza & Batista 2004). Por tal razón, el presente trabajo pretende dar continuidad al esfuerzo que se está realizando en el Embalse de Chisacá en pro de la restauración del bosque altoandino (Vargas et al. 2007a). Muchos de estos trabajos han evaluado el éxito del establecimiento y crecimiento de especies nativas, basándose en rasgos de historia de vida y en la respuesta a disturbios ambientales (Cardona 2007, Díaz-Espinosa 2007, León 2007, Orozco 2007, Rodríguez 2007, Trujillo 2007). Aunque sólo uno de ellos se realizó dentro de plantaciones de pino (León 2007) todos han aportado importantes herramientas metodológicas.

El objetivo de este proyecto es conformar núcleos de regeneración en claros dentro de plantaciones de *P. patula* y *C. lusitanica*. Los claros se forman en su mayor parte por la caída espontánea de árboles viejos, dando paso a la colonización de hierbas, arbustos, árboles y enredaderas (véase Rodríguez & Vargas 2009 *Cap. 11 en este volumen*). En esta investigación se usó *L. bogotensis* para crear una matriz dentro de la cual se plantaron especies leñosas pioneras (*S. pyramidalis*, *S.*

oblongifolium y *V. crassiramea*), partiendo del supuesto de que éste arbusto facilita su crecimiento por ser una leguminosa que se asocia con bacterias fijadoras de nitrógeno. Se pretende también, evaluar el efecto de las condiciones microclimáticas generadas con los doseles, sobre el crecimiento de las plantas. Aunque la complejidad florística del área restaurada es baja, comparada con la de un bosque natural, se espera que éstos núcleos permitan y promuevan el establecimiento de otras especies nativas y la ampliación de los claros naturales (Souza & Batista 2004).

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de Estudio

La vegetación de los alrededores del Embalse de Chisacá tiene una larga historia de uso y transformación antrópica. Éste proceso, sumado a la sucesión propia de cada uno de los parches de regeneración, ha generado un paisaje heterogéneo donde se observan rastrojos o matorrales de vegetación nativa, pastizales, plantaciones y parches de retamo espinoso (*Ulex europaeus*) (Mora *et al* 2007).

El proyecto se realizó dentro de una plantación de *P. patula* y *C. lusitanica* ubicada en el costado occidental del Embalse de Chisacá (74° 15' longitud Oeste y 4° 20' latitud Norte). Éste embalse está localizado al sur de Bogotá y forma parte de la zona rural de la localidad de Usme, el rango altitudinal va desde los 3000 a los 3300 metros (Mora *et al* 2007). Las características climáticas del sector, lo definen con un patrón de lluvias bimodal, presentando los mayores registros de precipitación entre los meses de abril y junio con bajas temperaturas y los menores registros entre diciembre y febrero con temperaturas altas (Trujillo 2007). El terreno en el que se montaron las parcelas experimentales cuenta con algunos parches de regeneración natural producto de la caída espontánea de los árboles. En estos parches se han establecido pequeños bosques de especies pioneras leñosas (principalmente *S. oblongifolium* y *V. crassiramea*), pero la dinámica sucesional se ve retrasada por la presencia de hierbas y enredaderas que impiden la llegada y germinación de semillas y que dificultan el crecimiento de las plántulas de las especies leñosas (véase Rodríguez & Vargas 2009 Cap. 11 en este volumen).

Selección de especies

Después de varias salidas de campo y de revisar experiencias anteriores de restauración en el embalse (Vargas 2007), las especies seleccionadas para los núcleos de regeneración fueron *L. bogotensis*, como estrato arbustivo, y *S. pyramidalis*, *S. oblongifolium* y *V. crassiramea* como estrato arbóreo. Dos de estas especies ya crecen naturalmente dentro de los claros: *S. oblongifolium* y *V. crassiramea*. Por otra parte, *S. pyramidalis* se usó en el embalse dentro de plantaciones de pino y ciprés con buenos resultados en altura y cobertura (León 2007).

Las especies del género *Lupinus* enriquecen el suelo con nitrógeno gracias a su asociación con bacterias fijadoras. En Colombia, especies como *L. mirabilis* se han evaluado anteriormente

como plantas niñeras y facilitadoras en experimentos de restauración (Díaz-Espinosa 2004, Díaz-Espinosa *et al.* 2007, León 2007)¹. Por su parte, otras especies como *L. bogotensis* (Imagen 1), de hábito arbustivo, pero de porte más bajo, aún no se ha usado con este fin. Éste arbusto crece hasta 1.5 m, su ciclo de vida es corto (1 año), tolera heladas y forma un banco de semillas abundante (Díaz-Espinosa & Vargas Cap. 5, en este volumen)

V. crassiramea (Imagen 2) es un árbol de distribución colombiana, de la cuenca alta de los ríos Bogotá, Sumapaz y Ubaté-Suarez, entre los 2300 – 3200 m.s.n.m. (CAR 2001). Aparece en los claros de regeneración natural y está presente en el banco de semillas (véase Rodríguez & Vargas Cap. 11, en este volumen). Franco & Vargas (véase Cap. 7, en este volumen) dan una descripción muy completa de los RHV de esta especie. Entre los más importantes están: Abundante producción de semillas, alta viabilidad (70%), rápida germinación (4-12 días), banco de semillas, plasticidad en el patrón de crecimiento, TCR altos, tolerancia a heladas, reproducción vegetativa y alta producción de hojarasca. Mora *et al.* (2007) reconoce a *Verbesina sp.* como un importante elemento pionero de los bosques altoandinos.

S. pyramidalis (Imagen 3) es un árbol del bosque andino bajo (2600-2900 m.s.n.m) (Fernández-Alonso & Hernández-Schmidt 2007). Comparte algunos rasgos funcionales con *V. crassiramea*. Es una especie de rápido crecimiento que ya se probó con éxito dentro de las plantaciones de coníferas del embalse. En el experimento realizado por León (2007) fue una de las especies que mejores resultados obtuvo en altura y cobertura, sin embargo, resultó intolerante a las heladas en potreros (Díaz-Espinosa 2007).

S. oblongifolium (Imagen 4) es un árbol de distribución andina. Está presente en el claro y en el banco de semillas (Rodríguez & Vargas 2009 Cap. 11 en este volumen). Dentro de sus rasgos se destacan: una alta producción de semillas, alta viabilidad y rápida germinación. Además, las semillas de ésta especie son zoócoras, lo que la convierte en elemento clave para atraer aves y pequeños roedores. Mora *et al.* (2007) reconoce a *S. oblongifolium* como uno de los elementos principales en la cobertura de los árboles nativos zoócoros. Crece en bordes de carretera, matorral mixto, pastizal con matorral, y en claros de plantaciones exóticas con rastrojo de especies pioneras de bosque altoandino por lo que, al igual que *Verbesina sp.*, podría crecer de forma exitosa en aperturas del dosel.

Siembra de plantas

Todas las especies se propagaron en el invernadero del acueducto Predio el “Hato” al costado oriental del Embalse de Chisacá. Las semillas de *V. crassiramea* y de *S. oblongifolium* se colectaron en los alrededores del embalse. Las semillas de *L. bogotensis* fueron colectadas en el municipio de Cota y las de *S. pyramidalis* fueron compradas en el comercio. Las semillas de *L. bogotensis* se sembraron en eras a mediados del mes de enero de 2008 y al inicio del mes de mayo se trasplantaron plantas de

1

En estos artículos había sido reportada como *Lupinus bogotensis*

50 cm (en promedio). Las semillas de *V. crassiramea* y *S. oblongifolium* se sembraron inicialmente en bandejas de germinación a finales del mes de enero. Las semillas de *S. pyramidalis* se sembraron en eras a mediados del mes de marzo. A comienzos de abril, las tres especies fueron trasplantadas a bolsas y en la última semana de mayo se transplantaron a las parcelas experimentales en los claros de pino-ciprés. Las plántulas de *S. pyramidalis* tenían en promedio 9.7 cm de altura (DE=5.9), las de *V. crassiramea* 6.4 cm altura (DE=3.1) y las de *S. oblongifolium* 3.0 cm (DE=1.4). Todas las especies fueron transportadas en lomo de mula hasta los pinos, a raíz desnuda y en neveras de icopor con hidrokeeper.

Arreglo experimental

Se usó un diseño completamente aleatorizado por bloques. Cuatro bloques se ubicaron en zonas homogéneas del claro. El bloque 1 corresponde a un claro de tamaño mediano, con entrada de luz directa por la zona occidental. El bloque 2 es un claro abierto y muy expuesto, con entrada de luz directa prácticamente todo el tiempo. El bloque 3 es un parche mediano, con luz directa por la zona oriental. El bloque 4 es el parche más pequeño y sólo recibe luz directa hacia el medio día (Fig. 1). Cada bloque contiene 6 parcelas que corresponden a dos tratamientos para cada especie: 1) Especie pionera leñosa + *L. bogotensis* y 2) especie pionera (Fig. 2). Las parcelas miden 8 x 9 m. En primer lugar se sembraron los *L. bogotensis* y veinte días después se sembraron las demás especies. La distancia de siembra de los *L. bogotensis* fue de 0.5 m y de los árboles 1 m y 0.7 m. En cada parcela se sembraron 72 *L. bogotensis* y 15 plántulas de la especie leñosa. En total se sembraron 864 *L. bogotensis*, 120 *S. pyramidalis*, 120 *V. crassiramea* y 120 *S. oblongifolium*.

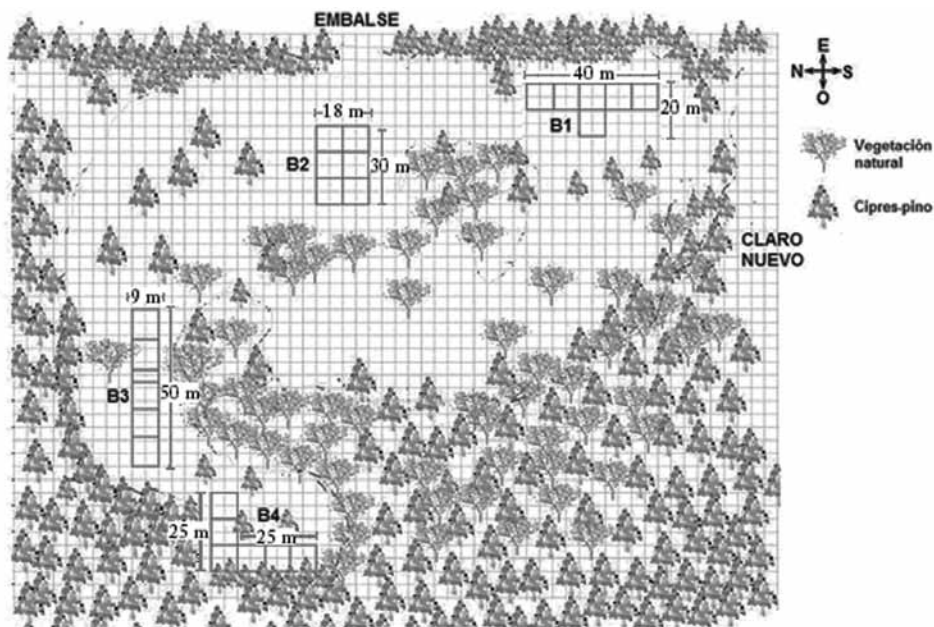


Figura 1. Esquema de la ubicación de los bloques dentro de los claros de la plantación de *C. lusitanica* y *P. patula*

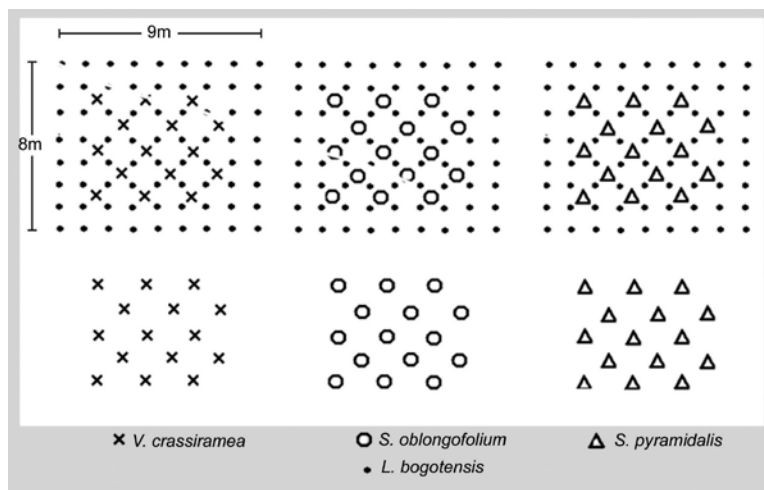


Figura 2. Distribución de los individuos sembrados dentro de los núcleos de restauración con *L. bogotensis* dentro de los claros de *C. lusitanica* y *P. patula*

Toma de datos

La primera toma de datos se realizó 20 días después de trasplantados los árboles. Las variables se pueden dividir en dos categorías: Variables bióticas y variables abióticas.

Variables bióticas

Corresponden a las variables que miden el crecimiento y desarrollo de las plantas. Se realizaron muestreos quincenales desde el mes de junio hasta el mes de diciembre. En *S. oblongifolium* se tomaron datos hasta el mes de febrero de 2009 debido a que esta especie creció muy lentamente y para el mes de diciembre los resultados aún no eran concluyentes. Para las demás especies en el mes de febrero sólo se tomó la variable altura. Las variables medidas fueron:

- **Altura (H):** Se tomó la altura (cm) de la planta desde la base del tallo hasta la base de la hoja apical.
- **Cobertura total de *L. bogotensis* (CT):** Mediante una cuadrícula se estimó el porcentaje de cobertura del dosel de *L. bogotensis* sobre la especie pionera (Fig. 3). Esta media se tomó para registrar el efecto del avance del dosel sobre el crecimiento de las plantas.



Figura 3. Esquema de estimación del porcentaje de cobertura total (CT) de *L. bogotensis* sobre la planta blanco (Sp). A, B, C y D son las plantas de *L. bogotensis*. La CT se estima como el porcentaje de área que cubren los *L. bogotensis* sobre la especie

- ***Daño foliar:*** En cada muestreo se revisaron 4 hojas maduras y cuatro hojas jóvenes por planta. Se estimó el porcentaje de daño foliar en cada una. Al porcentaje de daño en hojas maduras se le denominó DM y al porcentaje de daño en hojas jóvenes se le llamó DJ. Los daños se clasificaron en cuatro categorías: 1: Daño mecánico (caída de ramas, rose con animales, etc), 2: herbivoría, 3: Marchitez y 4: herbivoría + marchitez. Esta variable se tomó hasta el mes de diciembre de 2008 en todas las especies.
- ***Porcentaje de Supervivencia:*** Al final del experimento (mes de febrero) se evaluó el porcentaje de supervivencia de las tres especies leñosas estimada como el número de individuos presente sobre el número de individuos sembrados

Variables abióticas

- ***Temperatura (T), Humedad relativa (HR), e intensidad lumínica (IL):*** Se eligieron dos puntos en cada bloque: uno bajo la sombra de *L. bogotensis* y otro expuesto. Se tomó una clínica quincenal durante los tres primeros meses del experimento. Los datos se registraron a las 7:00, 9:00, 10:00, 12:00, 13:00, 15:00 y 16:00 horas. La temperatura (°C) y la humedad relativa se midieron con un termohigrómetro Az Instrument corp. Modelo 8711. La intensidad lumínica (Lux/sg) se midió con un Luxómetro Sper Scientific LTDA modelo 840020.
- ***Precipitación (P):*** Se tomó una medición quincenal en cada bloque desde junio hasta diciembre. Se midió por medio de un pluviómetro ubicado en medio de cada bloque.
- ***Análisis de suelos:*** Se tomaron muestras compuestas de suelo en cada bloque al final del experimento para evaluar el efecto de los tratamientos y las diferencias entre bloques. Las variables del análisis de suelos fueron: Calcio, potasio, magnesio, aluminio, capacidad de intercambio catiónico, fósforo, cobre, hierro, manganeso, zinc, pH y porcentaje de arenas, limos, arcillas, materia orgánica, carbono orgánico oxidable y nitrógeno. Para la toma de las muestras se siguió la metodología sugerida por Osorio (2002). Dentro de cada bloque se definieron dos unidades de muestreo: Bloque con *L. bogotensis* y bloque sin *L. bogotensis*. Dentro de cada unidad se tomaron 10 submuestras realizando un recorrido en zig-zag y tomando la muestra en cada vértice. Las submuestras se tomaron a una profundidad de 20 cm. En cada sitio de muestreo se removieron las plantas y hojarasca fresca y luego se transfirieron aproximadamente 200 g de suelo a un balde plástico limpio. Las submuestras se mezclaron y luego se transfirió un kilogramo de este suelo a una bolsa plástica limpia y hermética. 24 horas más tarde, las muestras debidamente etiquetadas se enviaron al Centro de Investigación y Extensión Rural (CIER) de la Facultad de Agronomía de la Universidad Nacional de Colombia, donde se realizó un análisis químico completo del suelo.

Adicionalmente, se realizó una prueba de infiltración siguiendo un método modificado de King (1981). Esta prueba consiste en medir el tiempo que le toma al agua infiltrarse una distancia conocida y expresar ésta relación como tasa de infiltración (TI). El anillo fue hecho con un tubo

de PVC con un diámetro interior de 100 mm y una longitud de 100 mm. Uno de los extremos estaba biselado para facilitar la entrada en el suelo. El anillo se enterró 50 mm en el suelo y luego se agregó agua en su interior hasta una altura de 50 mm. La altura del agua adsorbida (hasta un mínimo de 5 mm) se dividió en el tiempo que tomo su adsorción (máximo 30 minutos). La TI se midió en cada claro con 3 repeticiones en cada uno.

Análisis de datos

Se calculo la Cobertura (C) de los árboles (cm²) asumiendo que las copas tenían una forma elíptica y usando valores de diámetro mayor y diámetro menor tomados en campo (Prieto, 1994; en: Rangel & Velásquez, 1997):

$$C = \frac{D_1 \times D_2}{2}$$

Se calcularon las tasas de crecimiento relativo para la altura (TCRh) y para la cobertura (TCRc). El cambio en crecimiento sobre el tiempo se estimó por el cálculo de la tasa de crecimiento relativo (TCR), la cual expresa el crecimiento en términos de la tasa de incremento en tamaño por unidad de tamaño inicial (Hunt 1990). La formula es la siguiente:

$$TCR = \frac{\text{Log}_e H_2 - \text{Log}_e H_1}{t_2 - t_1}$$

Donde H_2 y H_1 son la altura o cobertura de la planta en diferentes momentos (t_2 y t_1).

Se realizó un análisis descriptivo del comportamiento de las variables por medio de gráficas. Las variables que no cumplían los supuestos de normalidad se transformaron. En las variables que no pudieron ser transformadas se usaron pruebas no paramétricas (Kruskal-Wallis). Al final del experimento se calcularon promedios y desviaciones estándar y se corrieron ANOVAS para bloques completos al azar para probar diferencias estadísticas entre los tratamientos en las variables bióticas. En la variable herbivoría se usaron análisis de medidas repetidas. En las variables climáticas se uso una prueba Friedman. Los programas estadísticos utilizados fueron MINITAB 14 y SPSS 15.0 para Windows.

RESULTADOS

Características microclimáticas

Precipitación

La precipitación varió bastante en los 6 meses del experimento (Fig. 4). El periodo más lluvioso correspondió a los meses de junio y julio mientras que en el periodo de agosto hasta octubre se presentó una reducción sustancial en la precipitación. A mediados del mes de diciembre la precipitación empezó a disminuir nuevamente.

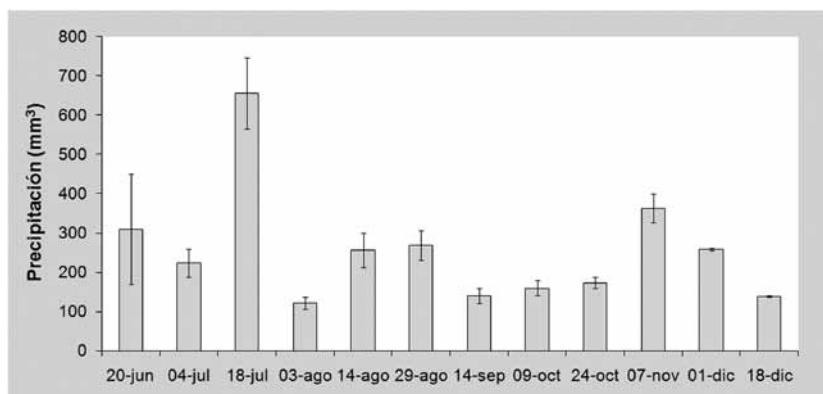


Figura 4. Precipitación a lo largo del tiempo. Las barras indican la desviación estándar.

Clinas de luminosidad, humedad relativa y temperatura

Aunque la presencia de *L. bogotensis* no afectó la temperatura ni la humedad relativa, si tuvo un fuerte impacto en la intensidad lumínica, lo que es de esperarse por la sombra proyectada por el dosel que el arbusto generó (Fig. 5). Únicamente la luminosidad presentó diferencias estadísticas significativas entre los tratamientos ($F: 20.65$ $P: 0.003$ g.l. 1). En esta variable, las diferencias entre tratamientos aumentaron con el tiempo. Las parcelas con *L. bogotensis* prácticamente son indiferentes al aumento en la radiación solar, es así como en las horas de más radiación (entre las 10 y las 14 horas) el dosel de *L. bogotensis* tiene un efecto amortiguador que hace que las condiciones se mantengan estables para las plantas que están a su alrededor. En cuanto a la temperatura y la humedad relativa no hay diferencias entre parcelas con y sin *L. bogotensis*, estas dos variables fluctúan rápidamente durante todo el día y responden a cambios en la radiación solar.

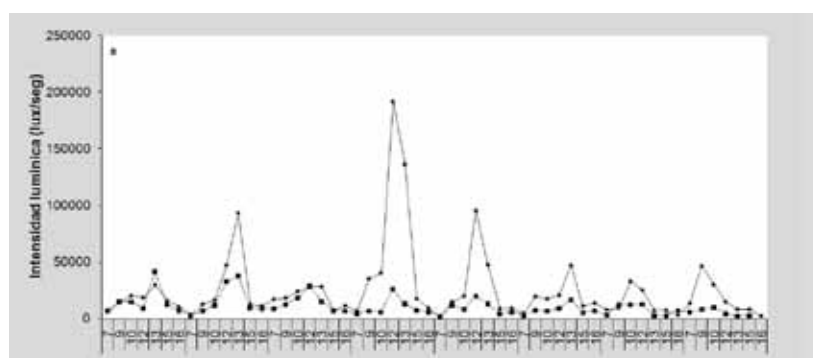


Figura 5. Variación en los parámetros ambientales por tratamiento. a. Intensidad lumínica b. Temperatura y c. Humedad relativa. El eje horizontal indica cada muestreo y las horas en las que se tomaron los datos

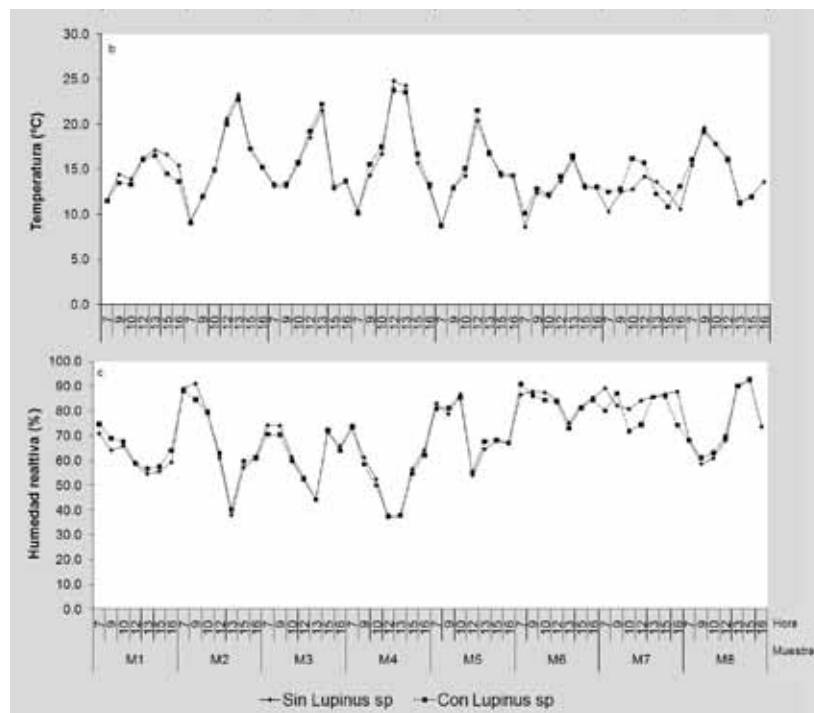


Figura 5.(cont) Variación en los parámetros ambientales por tratamiento. a. Intensidad lumínica b. Temperatura y c. Humedad relativa. El eje horizontal indica cada muestreo y las horas en las que se tomaron los datos

Existen diferencias significativas en la intensidad lumínica entre bloques (S: 11.96, p: 0.008 gl: 3). Estas diferencias están relacionadas directamente con la cantidad de luz solar que recibe cada bloque. El bloque 2 es el que mejor calidad de luz tiene, le siguen los bloques 1 y 3 y por último se encuentra el bloque 4 que recibe luz directa sólo las horas del medio día (Fig. 6).

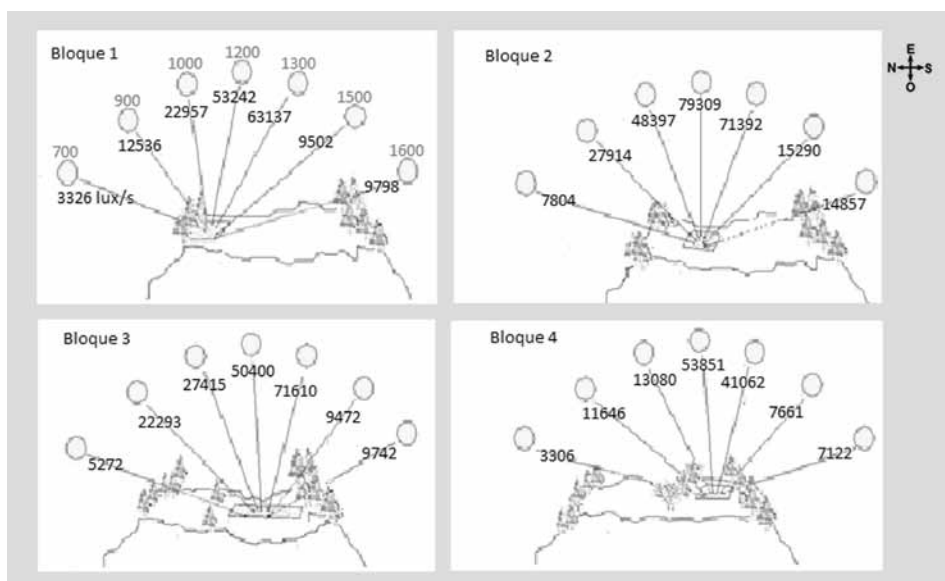


Figura 6. Variación de la intensidad lumínica (lux/s) en cada bloque desde las 7:00 y hasta las 16:00

Suelo

La tabla 1 muestra los resultados del análisis de suelos. Entre tratamientos sólo se encontraron diferencias estadísticas para la variable cobre (F: 13.70, p:0.034). Esta diferencia se restringe al bloque 1, en donde la parcela con *L. bogotensis* tiene niveles más bajos que la parcela sin esta especie (1.48 Vs 4.00 mg/kg).

Tabla 1. Resultados del análisis de suelos para cada bloque y tratamiento

Variable	Unidades	Con <i>Lupinus bogotensis</i>					Sin <i>Lupinus bogotensis</i>					Tratamiento		Bloque	
		1	2	3	4	DE	1	2	3	4	DE	F	p	F	p
Ca	meq/100g	23.5	12.4	10.8	7.31	± 7.0	20.6	11.8	13.3	7.37	± 5.5	0.04	0.846	31.09	0.009
K	meq/100g	0.78	0.46	0.50	0.81	± 0.2	0.69	0.63	0.66	0.51	± 0.1	0.02	0.902	0.57	0.672
Mg	meq/100g	3.56	2.19	2.78	1.89	± 0.7	3.06	2.66	2.70	2.34	± 0.3	0.13	0.739	4.80	0.115
Na	meq/100g	0.09	0.08	0.05	0.09	± 0.0	0.08	0.05	0.07	0.10	± 0.0	0.05	0.836	2.22	0.265
CICE	meq/100g	27.9	15.1	14.1	10.1	± 7.7	24.4	15.2	16.7	10.3	± 5.8	0.01	0.913	28.60	0.010
P	mg/Kg	67.7	10.3	8.00	4.19	± 30.2	46.5	9.83	5.39	5.12	± 20.0	0.38	0.581	31.06	0.009
Cu	mg/Kg	1.48	0.33	0.26	0.21	± 0.6	4.00	0.35	0.33	0.24	± 1.8	13.70	0.034	156.58	0.001
Fe	mg/Kg	183	181	182	139	± 21.5	210	141	133	147	± 35.3	0.54	0.516	1.52	0.369
Mn	mg/Kg	56.6	7.42	4.60	3.24	± 25.8	36.6	6.36	5.61	4.34	± 15.6	0.29	0.629	34.95	0.008
Zn	mg/Kg	15.0	2.33	3.08	1.57	± 6.4	12.6	2.76	3.02	2.21	± 5.0	1.24	0.347	35.24	0.008
B	mg/Kg	0.61	0.55	0.67	0.32	± 0.2	0.58	0.53	0.54	0.45	± 0.1	0.05	0.831	3.59	0.161
CO	%	10.5	10.1	12.5	11.7	± 1.1	11.5	10.1	13.0	13.1	± 1.4	5.71	0.097	16.49	0.023
MO	%	17.9	17.2	21.3	19.9	± 1.9	19.55	17.17	22.10	22.27	± 2.4	5.48	0.101	15.95	0.024
N	%	0.90	0.87	1.07	1.01	± 0.1	0.99	0.87	1.12	1.13	± 0.1	6.26	0.088	16.67	0.022
pH		6.0	5.8	5.5	5.6	± 0.2	5.9	5.7	5.7	5.4	± 0.2	0.33	0.604	5.11	0.107
Textura		AF*	AF	AF	FA**		AF	AF	FA	FA					
* Arenosafranca		** Francoarenosa													

Entre bloques se presentaron varias diferencias. Los elementos que presentaron diferencias estadísticas fueron: calcio, capacidad de intercambio catiónica efectiva, fósforo, cobre, manganeso, zinc, carbono orgánico oxidable, materia orgánica y nitrógeno.

Tabla 2. Valores de referencia para varios elementos, reportados por el Centro de Investigación y Extensión Rural (CIER)

Elemento	Alto	Medio	Bajo
N	> 0,50	0,25 - 0,50	< 0,25
P	> 40	20 - 40	< 20
K	> 0,35	0,15 - 0,35	< 0,15
Ca	> 6	3,0 - 6,0	< 3
Mg	> 2,5	1,5 - 2,5	< 1,5

Se presentan deficiencias de fósforo en los bloques 2, 3 y 4 (Tabla 2). Los demás elementos están en cantidades aceptables. Existe una estrecha relación entre el Ca, la CICE y el pH que decrecen

casi sincrónicamente desde el primer hasta el último bloque (Fig. 7). Los niveles de fósforo, cobre, manganeso y zinc también decrecen desde el bloque 1 hasta el 4 (Fig. 8).

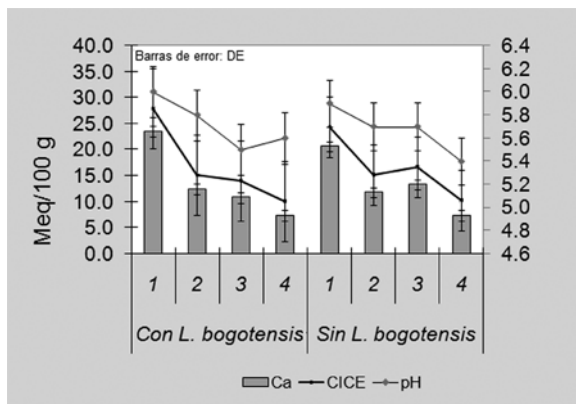


Figura 7. pH y niveles de Ca y CICE (capacidad de intercambio catiónica efectiva) para cada bloque y tratamiento. Nótese la reducción casi sincrónica desde el bloque 1 hasta el 4.

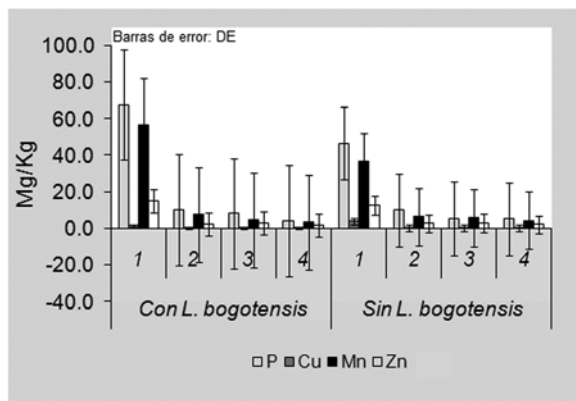


Figura 8. Niveles P, Cu, Mn y Zn para cada bloque y tratamiento. Nótese como los niveles bajan desde el bloque 1 hasta el 4.

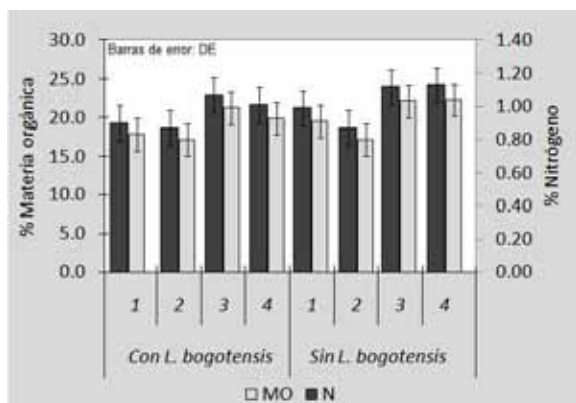


Figura 9. Porcentaje de materia orgánica y nitrógeno para cada bloque (1-4) y tratamiento (con y sin *L. bogotensis*)

Los bloques 1 y 2 tienen niveles más bajos de materia orgánica y nitrógeno que los bloques 3 y 4 (Fig. 9). En cuanto a las tasas de infiltración, aunque estadísticamente no existen diferencias entre los bloques ($F: 1.66$ $p: 0.251$), los suelos del área despejada pueden ser divididos en dos grupos: el de los bloques 1 y 2 que presentan tasas de infiltración altas (0.52 mm/s $DE=0.28$ y 0.47 mm/s

DE=0.61) y el de los bloques 3 y 4 que presentan bajas tasas (0.11 mm/s DE=0.10 y 0.09 mm/s DE=0.09)(Fig. 10).

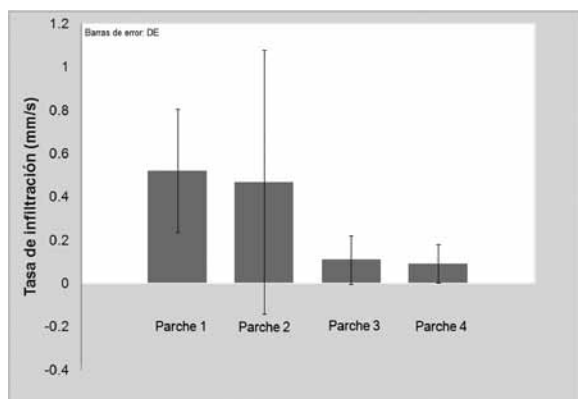


Figura 10. Tasas de infiltración (mm/s) en cada parche

Crecimiento de las especies sembradas en los núcleos de restauración

Altura (H)

Para *V. crassiramea*, la prueba de Kruskal-Wallis muestra que no existen diferencias estadísticas entre tratamientos (Chi-cuadrado: 1.702 p: 0.192 gl 1). A pesar de esto, gráficamente es posible apreciar algunas tendencias particulares (Fig. 10a y 10b). En las parcelas con *L. bogotensis* el promedio de altura es de 56.30 cm (DE=41.23) mientras que en las parcelas sin *L. bogotensis* es de 38.65 cm (DE=27.02). *L. bogotensis* promovió la altura de los árboles en los bloques 2 y 4 y fue neutro en los bloques 1 y 3 (Fig. 10b). Entre bloques, las plantas más pequeñas se encuentran en el 4 (31.3 cm DE= 19.4) y las más grandes en el 2 (213.9 cm DE=13.2). Los bloques 1 y 3 están en una posición intermedia (74.3 cm DE=25.1 y 57.0 m DE=11.3 respectivamente).

En *S. pyramidalis* la prueba de Kruskal-Wallis, muestra diferencias estadísticas entre tratamientos (Chi-cuadrado 17.905 p: 0.000 gl 1). En las parcelas sin *L. bogotensis* el promedio de altura es de 34.32 cm (DE=30.38) mientras que en parcelas con *L. bogotensis* es de 88.89 cm (DE=71.17). Nótese que en el único bloque en donde no hay un aumento en la altura en las parcelas con *L. bogotensis* es en el 4. En los demás bloques, el efecto de *L. bogotensis* es notorio ya que las plantas que están bajo la influencia de este tratamiento alcanzaron hasta tres veces la altura de las que no lo tenían (Fig. 10c y 10d).

Para *S. oblogifolium*, aunque no se encontró evidencia estadística de diferencia entre tratamientos (Chi-cuadrado 3.234 p: 0.072 gl 1), la tendencia es que las plantas más altas se ubiquen en las parcelas sin *L. bogotensis* (19.7 cm DE=10.0) mientras que las más bajas se encuentran en parcelas con esta especie (12.2 cm DE=2.8) (Fig. 10e). Gráficamente, hay diferencias entre tratamientos en los bloques 1, 2 y 3 en donde las plantas sin *L. bogotensis* han crecido más que las que lo tienen (Fig. 10f). Adicionalmente, entre estos bloques, se aprecian diferencias únicamente en las parcelas sin *L. bogotensis*, en donde la altura promedio en el bloque 2 es 31.5 cm (DE=13.6), le siguen



Imagen 1. *L. bogotensis*



Imagen 2. *V. crassiramea*



Imagen 3. *S. pyramidale*



Imagen 4. *S. oblongifolium*



Imagen 5. Comportamiento de las tres especies en el bloque 1. *S pyramidalis* presenta la mayor altura seguido por *V. crassiramea*. *S. oblongifolium* tiene las TCR más pequeñas.



Imagen 6. Cambios presentados en el bloque 2 después del establecimiento de los núcleos de restauración, a. terreno antes de la formación de los núcleos de restauración, b. núcleos de restauración 4 meses después, c. núcleos de restauración 8 meses después.



Imagen 7. a. Planta de *S. oblongifolium* en parcelas si *L. bogotensis*, obsérvese las hojas bien desarrolladas y el tallo grueso y erecto. b. Planta de *S. oblongifolium* en parcelas con *L. bogotensis*, nótese las hojas endeble y el tallo delgado y débil.

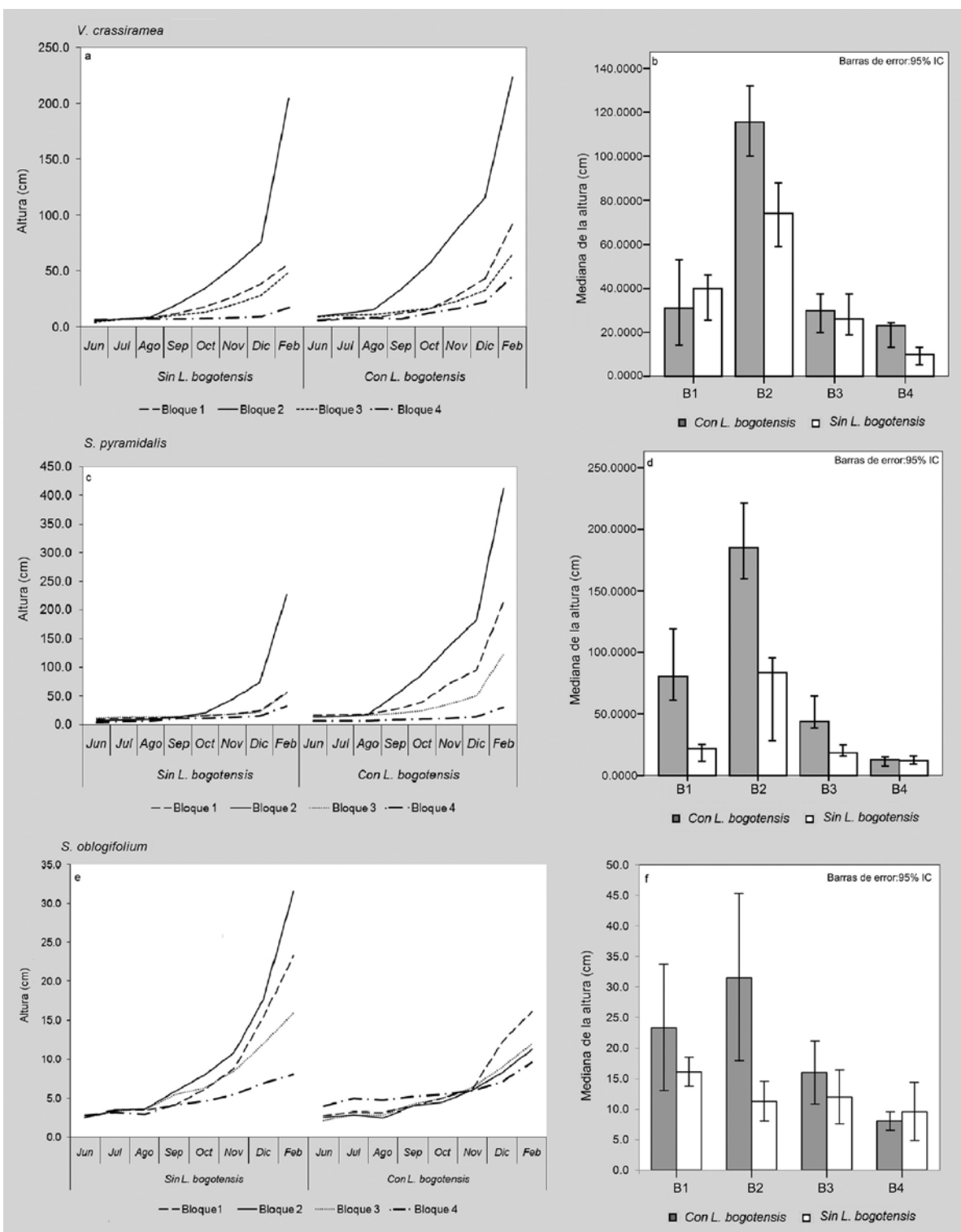


Figura 10. Comportamiento de la variable altura en: *V. crassiramea* a través del tiempo hasta el mes de febrero (a) y entre bloques hasta el mes de diciembre (b); *Smallanthus pyramidalis* través del tiempo hasta febrero (c) y entre los bloques (d) hasta diciembre y *Solanum oblongifolium* a través del tiempo (e) y entre los bloques (f)

el bloque 1 con 23.3 cm (DE=10.3), el bloque 3 con 16.0 cm (DE=5.2). El bloque 4 tienen las plantas más pequeñas en los dos tratamientos (8.0 cm DE=1.5 sin *L. bogotensis* y 9.6 cm DE=4.8). Comparada con las otras especies, esta crece muy lentamente, el árbol más alto, ubicado en el bloque 2 sin *L. bogotensis*, alcanza apenas 52 cm, muy bajo si se compara con los árboles de 320 cm de *V. crassiramea* y 420 cm de *S. pyramidalis* ubicados en este mismo bloque con *L. bogotensis*.

Tasa de crecimiento relativa en altura (TCRh)

Para *V. crassiramea*, el ANOVA no muestra diferencias estadísticas entre bloques (F: 5.722 p: 0.093 gl 3) ni entre tratamientos (F: 0.002 p: 0.964 gl 1). Esto se debe a la heterogeneidad de los resultados en cada bloque (Fig. 11). En los bloques 1 y 2 la diferencia entre tratamientos es mínima mientras que en los bloques 3 y 4 es amplia.

Estadísticamente no hay diferencias significativas en las TCRh de *S. pyramidalis* (Fig. 11 chi-cuadrado: 2.896 p: 0.089 gl 1). No obstante, en los bloques 1, 2 y 3, el promedio de la TCRh es más alta en parcelas con *L. bogotensis* (en su orden 0.0106, 0.0164 y 0.0078 cm/día).

Con respecto a *S. oblongifolium*, los análisis estadísticos no muestran diferencias significativas entre tratamientos (F: 7.775 p: 0,068 gl 1). Gráficamente, se puede observar que en los bloques 1, 2 y 4 la diferencia entre tratamientos es amplia mientras que en el 3 prácticamente no hay diferencias (Fig. 11). En promedio, la TCRh en parcelas sin *L. bogotensis* es de 0.0081 cm/día (DE=0.0022) mientras que en parcelas con esta especie es de 0.0061 cm/día (DE=0.0022). Aunque entre bloques tampoco se encontraron diferencias significativas (F: 5.772 p: 0,092 gl 3), la figura 11 permite apreciar que los bloques 1, 2, y 3 tienen las tasas más altas mientras que el 4 presentó las más bajas. La tasa de crecimiento de esta especie fue muy baja comparada con la *V. crassiramea* y *S. pyramidalis*.

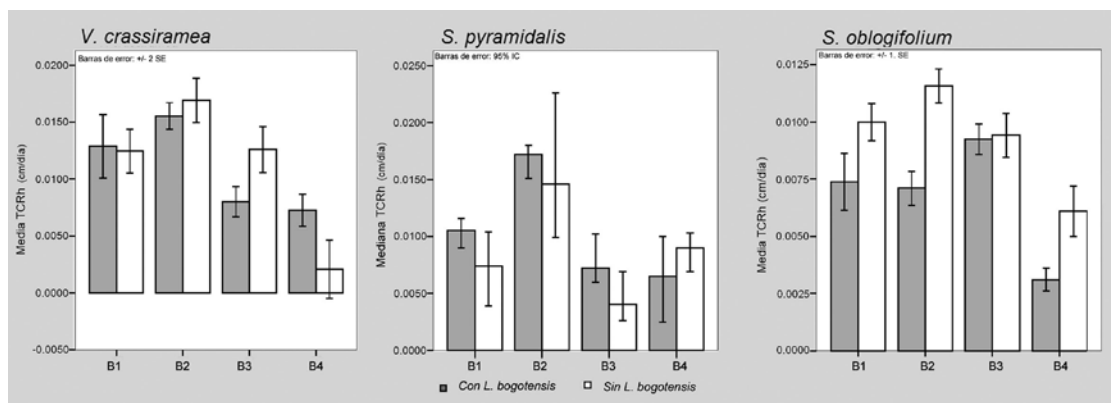


Figura 11. Comportamiento de la TCRh entre bloques en *V. crassiramea*, *S. pyramidalis* y *S. oblongifolium*.

Cobertura (C)

En todas las especies la cobertura tiene un comportamiento similar a la altura. En *V. crassiramea* según la prueba Kruskal-Wallis no existen diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos (Chi-cuadrado: 0.576 p: 0.448 gl 1). Gráficamente, se puede apreciar que el bloque 2 tiene las mayores coberturas (84.5 cm^2 DE=3.4) y el cuatro las menores (24.6 cm^2 DE=12.1). Los bloques 1 y 3 se encuentran en posiciones intermedias (47.7 cm^2 DE=7.8 y 43.5 cm^2 DE=3.2) (Fig. 12a). La diferencia entre tratamientos es mínima (Fig. 12b).

Para *S. pyramidalis* se encontraron diferencias estadísticamente significativas (Chi-cuadrado: 7.934 p: 0.005 gl 1). La cobertura promedio en las parcelas con *L. bogotensis* es de 63.78 cm^2 (DE= 28.86) mientras que en parcelas sin esta especie es de 49.56 cm^2 (DE= 20.70). Los bloques 1 y 2 (66.1 cm^2 DE=24.2 y 81.7 cm^2 DE=11.2) se apartan de los bloques 3 y 4 (46.0 cm^2 DE=12.0 y 30.8 cm^2 DE=7.9) por tener coberturas más amplias (Fig. 12c y 12d).

En *S. oblongifolium* si se encontraron diferencias estadísticamente significativas en esta variable (Chi-cuadrado: 5.389 p: 0.020 gl 1). En las parcelas sin *L. bogotensis* el promedio de altura fue de 12.69 cm^2 (DE=8.16) mientras que en parcelas con esta especie fue de 9.57 cm^2 (DE=4.34). Existen pocas diferencias entre bloques en las parcelas con *L. bogotensis*, sin embargo, en las parcelas sin *L. bogotensis* los bloques 1, 2 y 3 (17.1 cm^2 DE=7.5, 20.1 cm^2 DE=9.0 y 15.9 cm^2 DE=4.4) se separan notablemente del 4 que presenta coberturas muy bajas en los dos tratamientos (6.9 cm^2 DE=1.7 sin *L. bogotensis* y 9.3 cm^2 DE=3.1 con *L. bogotensis*) (Fig. 12e y 12f).

Tasa de crecimiento relativa para cobertura (TCRc)

En *V. crassiramea* la TCRc no presenta diferencias estadísticamente significativas según la prueba Kruskal-Wallis (Chi-cuadrado: 1.421 p: 0.233 g.l. 1). Se observa, sin embargo, que el bloque 2 tiene las tasas más altas y el bloque 4 las más bajas ($0.0101 \text{ cm}^2/\text{día}$ DE=0.0013 y $0.0007 \text{ cm}^2/\text{día}$ DE= 0.0023), los bloques 1 y 3 se encuentran puntos intermedios ($0.0061 \text{ cm}^2/\text{día}$ DE=0.0010 y $0.0054 \text{ cm}^2/\text{día}$ DE=0.023) (Fig. 18). Entre tratamientos, con excepción del bloque 4, la TCRc tiende a ser mayor en las parcelas sin *L. bogotensis*.

Para *S. pyramidalis* tampoco se encontraron diferencias estadísticas (Chi-cuadrado: 0.129 p: 0.720 gl 1). La falta de evidencia estadística se debe probablemente a la dispersión de los datos. Esta tasa fue mucho mayor en el bloque 2 ($0.0089 \text{ cm}^2/\text{día}$ DE=0.0002), seguido por el 1 ($0.0054 \text{ cm}^2/\text{día}$ DE=0.0006). Los bloques 3 y 4 tienen las tasas más bajas ($0.0037 \text{ cm}^2/\text{día}$ DE=0.0015 y $0.0037 \text{ cm}^2/\text{día}$ DE=0.0014) (Fig. 13)

En *S. oblongifolium* si se encontraron diferencias estadísticas (Chi-cuadrado 15.142 p: 0.000 gl 1). En promedio, la TCRc en parcelas sin *L. bogotensis* es de $0.0056 \text{ cm}^2/\text{día}$ (DE=0.0035) mientras que en parcelas con esta especie es de $0.0032 \text{ cm}^2/\text{día}$ (DE=0.0026). Entre bloques, el 1, 2 y 3 presentan las tasas más altas (en su orden $0.0052 \text{ cm}^2/\text{día}$ DE=0.0017, $0.0064 \text{ cm}^2/\text{día}$ DE=0.0019 y $0.0055 \text{ cm}^2/\text{día}$ DE=0.0007) mientras que el 4 tienen las más bajas ($0.0014 \text{ cm}^2/\text{día}$

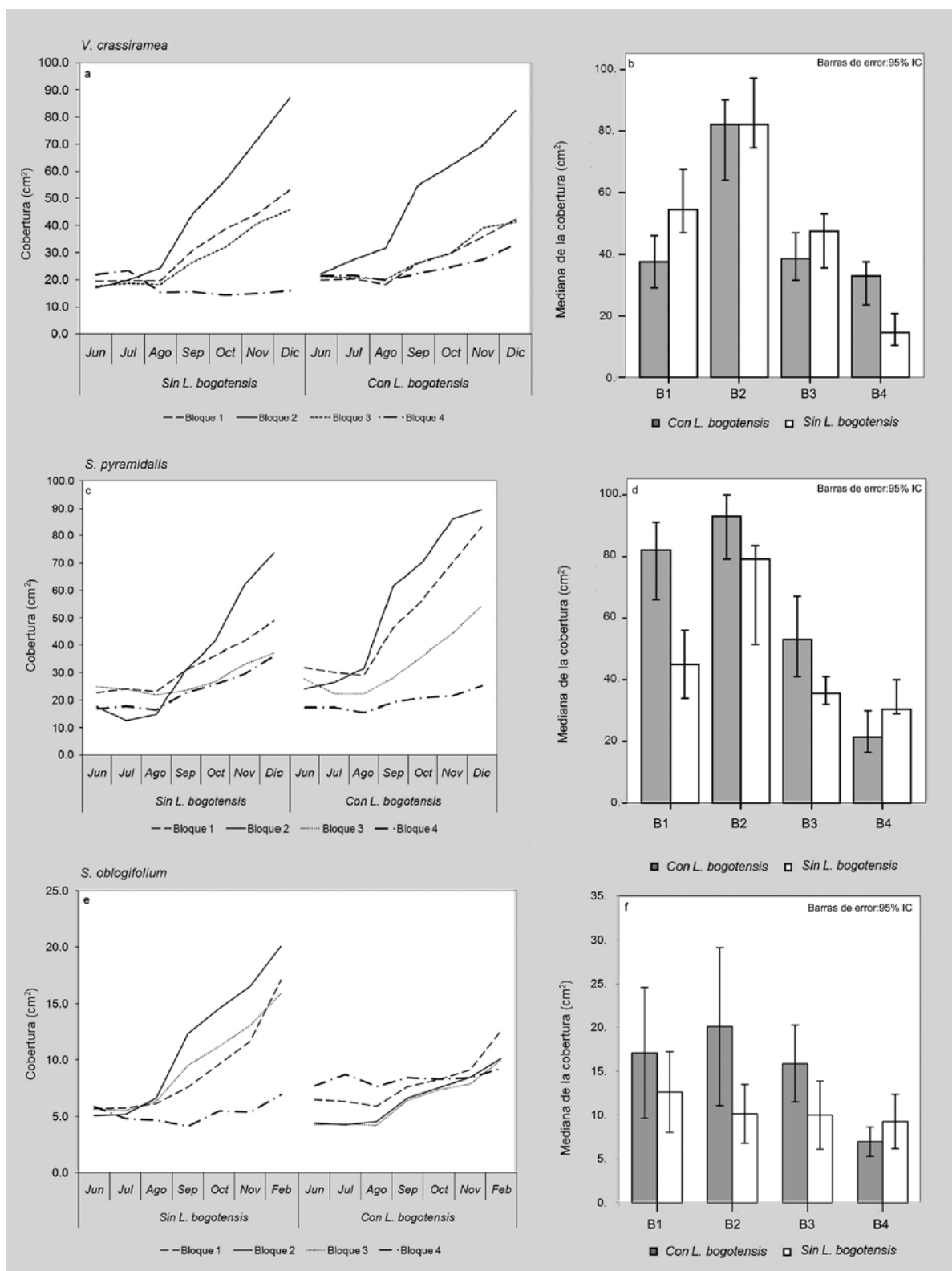


Figura 12. Comportamiento de la cobertura en *V. crassiramea*, *S. pyramidalis* y *S. oblongifolium* a través del tiempo (a, c y e) y entre los bloques (b, d y f)

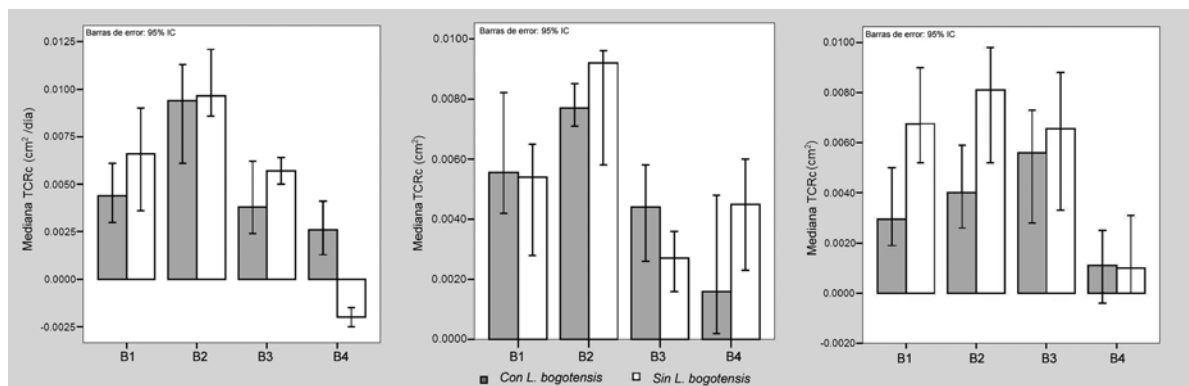


Figura 13. Comportamiento de la TCRc de *V. crassiramea*, *S. pyramidalis* y *S. oblongifolium* entre los bloques

día DE=0.0009). Las diferencias entre bloques son especialmente notorias en las parcelas sin *L. bogotensis* (Fig. 13).

Daños en hojas jóvenes (J) y maduras (m)

Para *V. crassiramea*, los daños en hojas jóvenes se distribuyen así: en parcelas sin *L. bogotensis*, el 75% de los daños son causados por herbivoría, el 18% por marchitez, 5% por daños mecánicos y el 2% por marchitez y herbivoría combinados. Por otro lado en las parcelas con *L. bogotensis* el 85% de los daños son causados por herbivoría, el 14% por marchitez y el 2% daños mecánicos. Los índices de daño fueron menores en la temporada seca (Fig. 15a). Hay diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos (F: 7.60 P: 0.008 gl 1) presentándose daños menores en las parcelas con *L. bogotensis*. En general la herbivoría en hojas jóvenes es reducida (apenas llega al 2%) ya que *V. crassiramea* tiene una gran cantidad de vellosidades en las hojas jóvenes que funcionan como una barrera protectora.

Para las hojas maduras, en parcelas sin *L. bogotensis*, el 67% de los daños son causados por herbivoría, el 29% por marchitez y 4% por daños mecánicos. En parcelas con *L. bogotensis* los daños se distribuyen así: el 69% por herbivoría, el 27% por marchitez y el 4% por mecánicos. No hay evidencia estadística de diferencia entre tratamientos (F: 2.96 P: 0.090 gl 1). Las diferencias entre tratamientos son mínimas. En términos amplios, los daños en hojas maduras disminuyeron a medida que las plantas maduraron pasando del 50% a menos del 10% (Fig. 15b). La reducción de la herbivoría puede deberse a que éste arbolito empieza a generar una gran cantidad de ramas y grandes hojas que hacen que el efecto de los herbívoros pierda importancia a medida que la planta se desarrolla (véase Franco & Vargas 2009, Cap. 7 en este volumen).

En *S. pyramidalis* prácticamente la totalidad de los daños en hojas jóvenes corresponden a herbivoría: 89% en parcelas sin *L. bogotensis* y 96% en parcelas con *L. bogotensis*. No existen diferencias estadísticas entre los tratamientos (F: 0.58 p: 0.449 gl 1). La reducción de la herbivoría a través del tiempo es evidente (Fig. 15c). Al igual que *V. crassiramea*, *S. pyramidalis* también

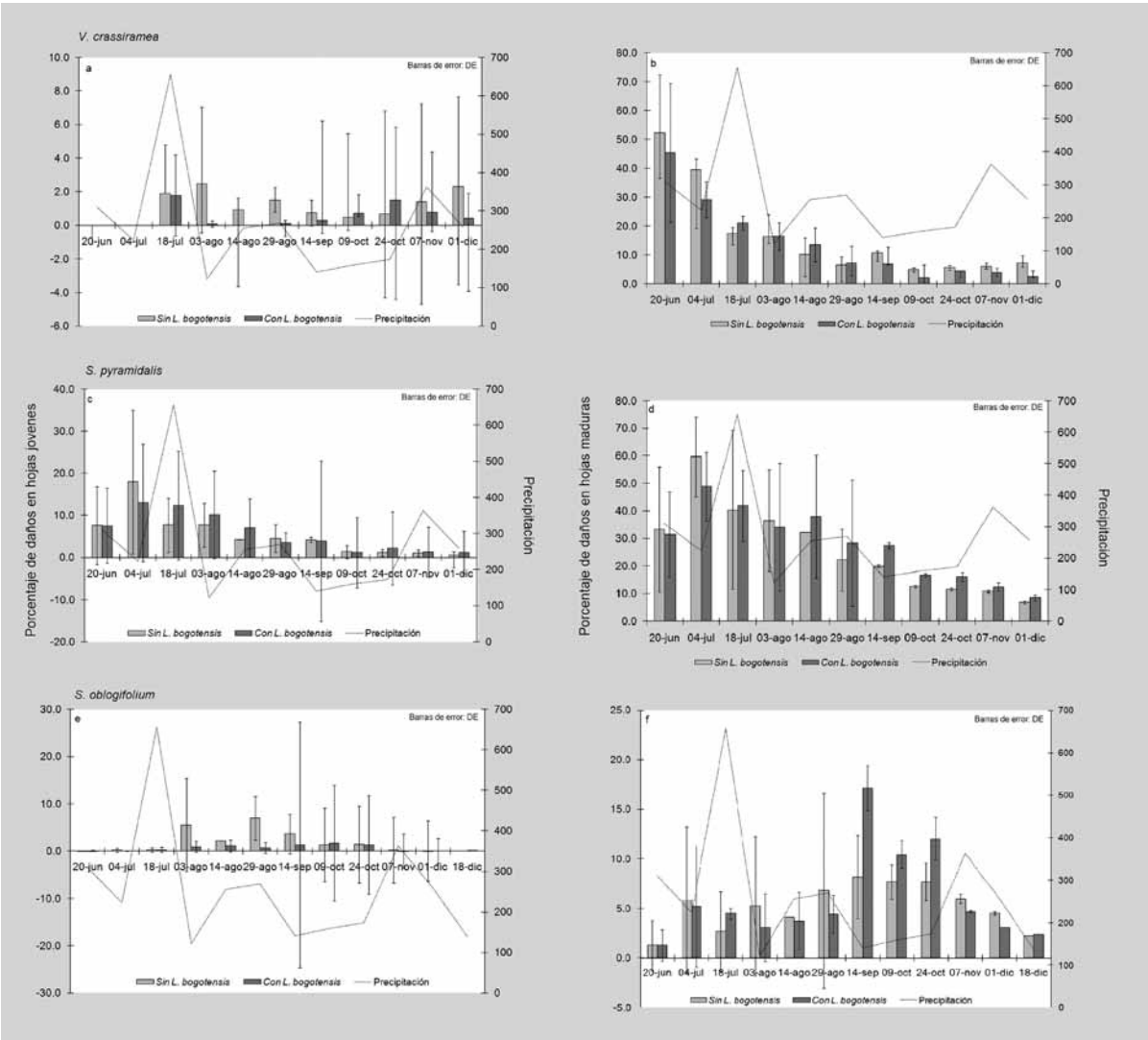


Figura 15. Comportamiento de la precipitación y de los daños en hojas jóvenes (a, c y e) y maduras (b, d y f) de *V. crassiramea*, *S. pyramidalis* y *S. oblogifolium*

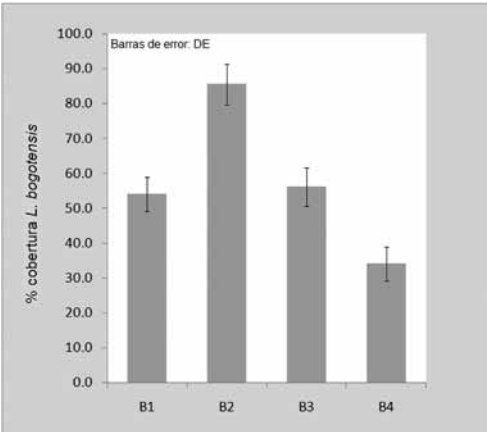


Figura 16. Cobertura máxima alcanzada por *Lupinus bogotensis* en cada bloque

presenta un gran incremento en biomasa a medida que crece lo que hace que el impacto de la herbivoría se reduzca a medida que las plantas maduran. Esta especie es muy apetecida por orugas de la familia Geometridae. Para hojas maduras, nuevamente casi la totalidad de los daños corresponde a herbivoría: 90% en parcelas sin *L. bogotensis* y 73% en parcelas con *L. bogotensis*. En ambos casos el porcentaje restante corresponde a marchitez. Se encontraron diferencias estadísticas entre los bloques (F: 18.00 P: 0.000 gl 3) pero no entre los tratamientos (F: 1.02 P: 0.316 gl 1). Como sucede con las hojas jóvenes se presentó una disminución de los daños con el paso del tiempo (Fig. 15d).

En *S. oblongifolium*, para las hojas jóvenes, el 75% de los daños en las parcelas sin *L. bogotensis* corresponden a herbivoría, 13% a marchitez y el 10% restante a daños mecánicos. En las parcelas con *L. bogotensis* el 28% de los daños corresponde a herbivoría, el 63% a marchitez y el 14 % a daños mecánicos. Aunque estadísticamente no se encontraron diferencias entre los tratamientos (F: 0.06 P: 0.811 gl 1) ni entre los bloques (F: 0,35 P: 0,789 g.l 3), en los meses más secos de la temporada de muestreo los daños se concentraron en las parcelas sin *L. bogotensis* (Fig. 15e). Esta especie ha registrado niveles de daño bajos (12% sin *L. bogotensis* y 18% con *L. bogotensis*) si se comparan con *V. crassiramea* (18% sin *L. bogotensis* y 24% con *L. bogotensis*) y *S. pyramidalis* (43% sin *L. bogotensis* y 55% con *L. bogotensis*). Lo atacan principalmente áfidos que dañan las hojas jóvenes sin llegar a destruirlas por completo.

En las hojas maduras, esta especie presenta daños mucho menores que las otras dos: 8% sin *L. bogotensis* y 6% con *L. bogotensis*, mientras que *V. crassiramea* presenta 16% sin *L. bogotensis* y 19% con *L. bogotensis* y *S. pyramidalis* 50% sin *L. bogotensis* y 52% con *L. bogotensis*. En parcelas con *L. bogotensis* el 79% de los daños corresponden a herbivoría, el 18% a marchitez y el 6% a daños mecánicos. En parcelas sin *L. bogotensis* el 80% de los daños son causados por herbívoros, el 22% a marchitez y el 5% a daños mecánicos. Estadísticamente no existen diferencias entre los bloques (F: 4,44 P: 0,080 g.l 3) ni entre tratamientos (F: 1.34 P: 0.251 gl 1). Aunque el porcentaje de daño es similar en los dos tratamientos, los niveles más altos se presentaron en parcelas con *L. bogotensis* en los meses de septiembre y octubre que son prácticamente los únicos en los que los daños fueron mayores en este tratamiento (Fig. 15f).

Cobertura *Lupinus bogotensis*

El dosel de *L. bogotensis* aumentó hasta el mes de diciembre de 2008, después de esta fecha empezó a disminuir su cobertura, especialmente en el bloque 2, donde pasó de 90 a 60%. Estadísticamente hay diferencias entre los bloques (F: 47.89 P: 0.000 gl 3). En el bloque 2 *L. bogotensis* alcanzó una cobertura promedio de 85.6% (DE=5.9), le siguió el 3 con 56.1% (DE=5.5), el 2 con 54.0% (DE=4.9) y por último el 4 con apenas 34% (DE=4.9) (Fig. 16).

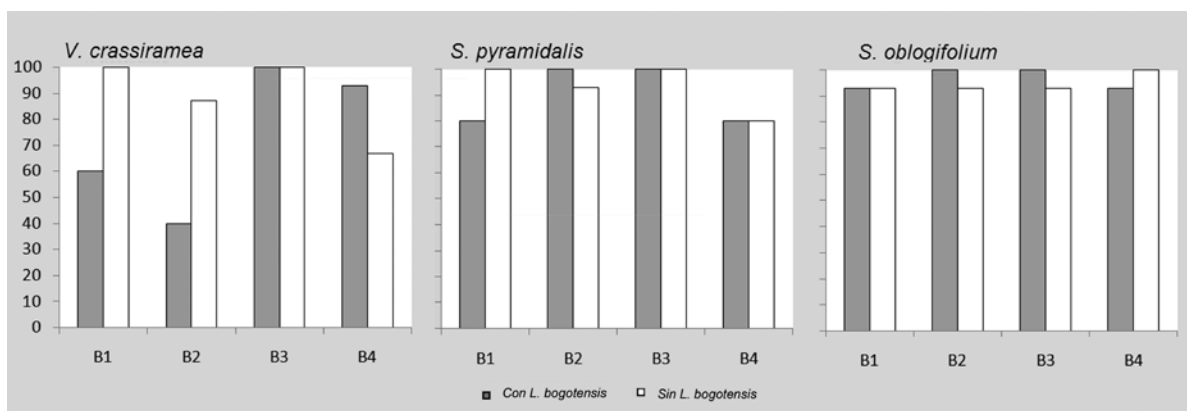


Figura 17. Supervivencia de las tres especies. La mortalidad de *S. oblongifolium* fue alta en las parcelas donde el dosel de *L. bogotensis* se desarrolló plenamente

Sobrevivencia

La prueba de Kruskal-Wallis no mostró diferencias estadísticas para la supervivencia en ningún de las tres especies pioneras. Efectivamente, en las especies *V. crassiramea* y *S. pyramidalis* prácticamente no se observa ninguna diferencia entre tratamientos, ni entre bloques. En *S. oblongifolium*, sin embargo, si se observa un comportamiento particular entre tratamientos en los bloques 1 y 2, en donde la supervivencia fue muy baja en las parcelas con *L. bogotensis* (Fig. 17). Esta mortalidad se presentó principalmente en el último mes de muestreo (febrero), en el cual varias plantas de *S. oblongifolium* murieron.

DISCUSIÓN

Cada especie de planta tiene cierta combinación de rasgos que determinan sus estrategias de historia de vida y su habilidad competitiva (Rösch *et al* 1997). La Imagen 5 permite apreciar la respuesta de las tres especies en el bloque 1, aunque todas estaban expuestas a las mismas condiciones ambientales y tenían la misma edad cuando se sembraron (aunque no el mismo tamaño) cada una creció a diferentes tasas y alcanzó diferentes alturas.

En términos generales se presentó un gran cambio en el parche por el establecimiento de los núcleos de restauración (Imagen 6). La oferta de hábitat para la fauna y la riqueza de especies de sotobosque se incrementaron notoriamente. Esto coincide con los resultados de León (2007). En este trabajo los núcleos de facilitación formados por *S. pyramidalis* y *L. bogotensis* generaron gran variedad de micrositios. Esta combinación se caracteriza por la formación de grandes doseles, lo cual genera micrositios aptos para un mayor número de especies e individuos y que además sirven de protección durante la época de heladas. Uno de las especies más afines a este ensamble fue *Phytolacca bogotensis*, una especie zoocóra que atrae aves que dispersan semillas aumentando así la biodiversidad del claro (León 2007).

S. oblongifolium se desarrolla mejor en parcelas sin *L. bogotensis*. Los resultados sugieren que *S. oblongifolium* crece más rápidamente en espacios abiertos encontrándose los árboles más altos en

el bloque 2 que es el que más intensidad lumínica presenta. Su crecimiento en las parcelas con *L. bogotensis* se vio retrasado por la sombra proyectada por el arbusto, aunque aún así pudo persistir y crecer hasta cierto punto. Comparando el estado de las plantas bajo el dosel de *L. bogotensis* con las que están en campo abierto se observan diferencias importantes en su crecimiento (Imagen 24).

Aunque esta especie crece muy despacio en estado de plántula, tiene los porcentajes de herbivoría más bajos, lo que podría aumentar su habilidad competitiva posteriormente. Pinzón & Vargas (2007) evaluaron la predación post-dispersión de siete especies nativas y encontraron que *S. oblongifolium* presenta porcentajes de predación inferiores al promedio y recomiendan usarlo en estrategias de restauración. Es importante resaltar que esta especie se sembró muy pequeña (3 cm en promedio) lo que pudo afectar su desarrollo. La tendencia es que las probabilidades de sobrevivencia y las tasas de crecimiento aumenten una vez la planta alcanza cierta altura (más de 30 cm).

Las otras dos especies usan otro tipo de estrategia, ellas crecen rápidamente sin asignar muchos recursos a la protección contra los herbívoros. Por esta razón, sufrieron grandes daños al inicio del experimento, especialmente *S. pyramidalis*. Pese a esto, resistieron y fueron capaces incluso de retoñar después de haber sido devoradas casi por completo. *S. pyramidalis* se ve favorecida por las condiciones que genera el dosel de *L. bogotensis*. Es la especie que más rápidamente crece y la competencia por luz con *L. bogotensis* estimula aún más este rasgo, aumentando sus tasas de elongación del tallo. *V. crassiramea*, también creció rápidamente en las parcelas con *L. bogotensis*. Esto concuerda con los resultados de Díaz-Espinosa *et al.* (2007) que encontraron que, al excluir la presión por herbivoría de *Cavia porcellus* (curí), y plantar árboles nativos bajo una plantación de *L. mirabilis*, el crecimiento y sobrevivencia de éstos es mayor con respecto a los plantados en potreros abiertos. En los claros de pino-ciprés *L. bogotensis* tiene un efecto positivo en las especies arbóreas ya que reduce la cantidad de daños causado por herbívoros. Estos árboles son comidos principalmente por orugas y el dosel de *L. bogotensis* puede generar una barrera que les impide alcanzarlos. No obstante, sería necesario otro tipo de experimento para profundizar en el efecto de *L. bogotensis* sobre la herbivoría.

Se observa una alta variación en el crecimiento de las plantas sembradas en cada bloque. Por ello, las diferencias entre tratamientos son difíciles de estimar y resultan poco importantes si se comparan con las diferencias entre bloques. Esta variación se debe a la gran heterogeneidad ambiental entre los parches en los que se ubican. Las variables ambientales que más incidieron en el desarrollo de todas las especies fueron la luz, el suelo y el clima. El microclima, la vegetación y el suelo constituyen un complejo dinámico y cuando se altera un factor de este complejo también cambian los otros estableciéndose así un nuevo equilibrio (Daunbermire 1996). El crecimiento de la planta a nivel individual está bajo la acción de parámetros deterministas y estocásticos; el desempeño de una plántula no es afectado únicamente por el tamaño y el patrón espacial de las plantas vecinas dada la competencia por recursos limitantes, sino también por variables estocásticas. La respuesta de la

planta resulta de la interacción entre diferentes factores (condiciones ambientales, disponibilidad de recursos, ontogenia, fitohormonas, genotipo) (Sterck *et al.* 2005, Quiming *et al.* 2008).

Todas las especies registraron mejores resultados en altura y cobertura en el bloque 2, seguido por el 1, el 3 y el 4. Esta respuesta coincide con la calidad y cantidad de horas luz en cada bloque. Los datos ambientales indican que el bloque 4 es el más húmedo y el que más sombra ofrece. En este bloque todas las especies, incluido *L. bogotensis*, presentaron bajas tasas de crecimiento. Cuando la radiación solar se incrementa las plantas pioneras acumulan más biomasa, y asignan más recursos a las raíces y menos a las hojas (Toledo-Aceves & Swaine 2008), esto se traduce en un mejor desarrollo de las plantas, que es lo que se observa en el bloque 2.

En la precipitación cabe anotar que en ningún momento del experimento se presentó un periodo de sequía prolongada, aunque si se tuvieron reportes de algunas heladas entre los meses de diciembre y enero que están estrechamente relacionados con la estación seca. Estas heladas no tuvieron ningún efecto dentro de la plantación.

Otra variable ambiental importante es el suelo. Como un ejemplo de su importancia cabe citar el trabajo de Cabrera-Amaya (véase Cap 8 en este volumen) que reporta que existe crecimiento diferencial de *V. crassiramea* sobre suelos alterados. Aunque el análisis de suelos indica deficiencias sólo en algunos nutrientes, esto no significa que estén disponibles en la misma medida. Una gran cantidad de estos nutrientes está combinada en forma de compuestos minerales y orgánicos demasiado complejos para que sean de utilidad inmediata para la planta (Daunbermire 1996). Aunque los niveles de nitrógeno son similares en todos los bloques, esto no significa que esté disponible en la misma medida para las plantas. El trabajo de Treseder & Vitousek (2001) demostró que el nitrógeno y el fósforo, individualmente o combinados, limitan la productividad y que la inversión de las plantas en la adquisición de estos nutrientes puede tener implicaciones importantes para el crecimiento y la dinámica de los nutrientes en el suelo. Las plantas pueden usar los recursos que están disponibles en exceso para capturar aquellos que no están y un incremento en la disponibilidad de un nutriente puede incrementar la demanda por otro y con ello la inversión para obtenerlo. Uno de los hallazgos más interesantes del estudio de Treseder & Vitousek (2001) es que la disponibilidad de nitrógeno incrementa marcadamente la inversión en fosfatasas (enzimas que mineralizan el fósforo orgánico del suelo). De acuerdo con esto, lo que podría estar pasando en los bloques 2, 3 y 4 es una reasignación de los recursos (nitrógeno) para la obtención de fósforo. En resumen, la respuesta de las plantas a la insuficiencia de nutrientes envuelve cambios compensatorios en la distribución de recursos para maximizar la adquisición de aquellos que limitan más directamente los recursos (Mooney *et al.* 1991).

La actividad biológica del suelo está limitada por las condiciones químicas y físicas del mismo. Así, aunque el aporte de nitrógeno y fósforo realizado por los *Lupinus* puede ser alto, considerando las cantidades reportadas para una especie cercana como *Lupinus arboreus* (Palaniappan *et al.*

1979), esta contribución depende de la actividad de las bacterias fijadoras de nitrógeno en el suelo. Los suelos del área despejada pueden ser divididos en dos grupos: el de los bloques 1 y 2 con pH ligeramente ácidos, niveles relativamente bajos de materia orgánica (MO) y carbono orgánico (CO) y altas tasas de infiltración; y el de los bloques 3 y 4 con pH más ácidos, niveles más altos de MO y CO y bajas tasas de infiltración. Dos de estas variables están estrechamente relacionadas con la actividad biológica del suelo: el pH y la tasa de infiltración (Daunbermire 1996, Scott 2000). Daunbermire (1996), afirma que las leguminosas se localizan generalmente en suelos neutros o alcalinos porque las bacterias de los nudillos de sus raíces requieren de dicho medio ambiente, sin embargo, esta generalización es incierta en las especies de *Lupinus* y queda sujeta a verificación para futuras investigaciones. Por otro lado, la reducción de la infiltración produce condiciones anaeróbicas que reducen la actividad biológica (Scott 2000). Una hipótesis que surge de estos hechos es que las bacterias fijadoras de N no pueden operar normalmente en los parches 3 y 4 donde las tasas de infiltración son bajas y además las condiciones del suelo son ligeramente más ácidas. León (2007) sostiene que los individuos de *L. mirabilis* se ven afectados por el tipo de enmienda y por las condiciones ambientales presentes en los claros. Ella hipotéticamente propone que la acidez en el suelo y los bajos niveles de fósforo pueden afectar tanto la supervivencia y persistencia de rizobios, como la nodulación y fijación de nitrógeno. Sería necesario realizar pruebas adicionales en el suelo para medir la actividad biológica y verificar esta hipótesis.

El tiempo transcurrido en esta experiencia (seis meses al momento de tomar la muestra de suelo) no es suficiente para encontrar cambios en las condiciones del suelo debidos a *L. bogotensis*. En el experimento de León (2007) se generaron cambios significativos en las características de los suelos 11 meses después del montaje. Una de las principales causas de la variación en los suelos, puede ser el disturbio provocado al retirar los árboles (Mou *et al.* 1993). En el bloque 1, que presenta los niveles de fósforo y calcio más elevados, la entresaca de árboles fue moderada. En los bloques 2 y 3 la entresaca fue mucho más intensa y esto sumado a la prolongada temporada invernal pudo haber acelerado el lavado de los nutrientes. En el bloque 4 la entresaca fue mínima y no hay una explicación clara para los bajos niveles de calcio y fósforo. Probablemente esto se deba a las condiciones particulares de este sector. Se sabe que las hojas de las coníferas contienen compuestos formados de ácidos y resinas que son muy resistentes a la putrefacción y son muy bajos en Ca, Mg y K (Daunbermire 1996), estas condiciones pueden llegar a causar una impermeabilización del suelo (Scott 2000). Así, aunque la textura del suelo sea similar en todos los bloques (francoarenosa-arenosafranca), hay claras diferencias en la humedad de los suelos debido al tipo de vegetación y a las tasas de mineralización de la materia orgánica. El trabajo de Scott (2000) encontró que la relación entre textura e impermeabilidad es muy débil. Sus resultados indican que prácticamente cualquier suelo, con cualquier textura, puede llegar a ser impermeable y que los niveles de carbono

orgánico están relacionados positivamente con la impermeabilidad. Él encontró que, aunque los suelos bajo plantaciones de pino no tienen tasas muy altas de impermeabilidad, si son más propensos a desarrollar impermeabilidad extrema después de un incendio que plantaciones de otro tipo.

Otro de los elementos que registró un comportamiento particular fue el calcio. El suministro de calcio juega un papel esencial en la regulación de muchos procesos fisiológicos que influyen en el crecimiento y la respuesta a condiciones estresantes. Dentro de sus funciones se encuentran: movimiento de agua y solutos, división celular y síntesis de pared celular, papeles directos o como señalizador en sistemas de defensa de la planta y reparación de daños por estrés biótico y abiótico (Daunbermire 1996, McLaughlin & Wimmer 1999). En los bloques 3 y 4 se presentan las condiciones que resultan en un proceso acidificante que conduce a la reducción del suministro de calcio: baja CIC, bajo pH y bajas tasas de mineralización de la materia orgánica del suelo para liberar calcio soluble (McLaughlin & Wimmer 1999). En este sector, a los bajos niveles de calcio, deben sumársele la deficiencia de fósforo, la baja CIC, el bajo pH, las bajas tasas de infiltración y la mala calidad de la luz. Estas condiciones causan una reducción de la actividad biológica del suelo y pueden ser las responsables de las bajas tasas de crecimiento en todas las especies sembradas.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

L. bogotensis facilita el crecimiento de *V. crassiramea* y *S. pyramidalis* pero no tiene un efecto positivo *S. oblongifolium*. Se recomienda sembrar las plántulas de *S. oblongifolium* en tamaños superiores a los 30 cm para maximizar su sobrevivencia.

Las condiciones ambientales juegan un papel importante y es preferible que los núcleos de regeneración se establezcan en claros bien despejados, con buena calidad de luz. No se debe usar fuego para despejar los claros con pino ya que esto puede impermeabilizar el suelo. Las condiciones del suelo son un elemento crucial para el éxito de la siembra. Es necesario un análisis de suelo antes de la siembra para la aplicación de enmiendas, especialmente aquellas que contengan P y Ca.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco al grupo de Restauración ecológica de la Universidad Nacional (GREUNAL) quienes aportaron su experiencia y sus valiosos consejos para facilitar la elaboración de este artículo. A la Secretaría Distrital de Ambiente y a la Universidad Nacional de Colombia que fueron los patrocinadores de este proyecto. Al acueducto por prestar sus predios para esta investigación. Agradezco especialmente a las personas que nos colaboraron con su trabajo para hacerlo posible: Guardabosques, Don Vicente, su familia y demás habitantes del embalse.





Parte IV



12.

La restauración ecológica bajo un contexto económico, político y social

Liliana Corzo Ramírez / Wilmer Marín / Julián Villanueva

RESUMEN

La restauración ecológica emerge como una disciplina que busca brindar herramientas para reparar el daño a los ecosistemas que causan las actividades humanas y recuperar los bienes y servicios ambientales. Esta disciplina, relativamente joven está en permanente construcción, y debe ser enriquecida por todas las disciplinas y de esta forma ampliar los enfoques y generar así una buena alternativa no solo para la construcción de conocimiento sino también una herramienta práctica que ayude a solucionar problemas ambientales y sociales. En este artículo pretendemos abordar de una manera sencilla algunos aspectos relacionados con las dimensiones económicas, sociales y políticas de la restauración.

PALABRAS CLAVE
*Costos ambientales,
valoración de
ecosistemas, servicios
ambientales,
restauración ecológica.*

INTRODUCCIÓN

El uso indebido de los sistemas naturales para actividades productivas ha dado como resultado la degradación de los ecosistemas, y esto a su vez representa serios problemas ambientales que afectan directamente al bienestar de la población humana y su sostenibilidad (Vargas & Mora 2008, Hobbs & Harris 2001, Dobson *et al.* 1997).

La restauración ecológica es una disciplina que surge como una de las posibilidades para mitigar y reparar los daños generados sobre el ambiente y los ecosistemas (Hobbs & Harris 2001, Dobson *et al.* 1997). Al plantearse la restauración como un tipo de manejo de los ecosistemas, se debe considerar que estos sistemas están inmersos en un contexto social, económico y político. Es por

ello que es indispensable la inclusión de todas las dimensiones que pueden incidir tanto en su conceptualización como en su aplicación (Vargas & Mora 2008).

Además de la formulación de protocolos y guías técnicas, es importante responder preguntas como ¿Cuánto cuesta restaurar? ¿Cuáles son los beneficios sociales y económicos de la restauración? ¿Quiénes deben hacer la restauración? y ¿Cuándo se sabe que un ecosistema está restaurado? Estas preguntas se deben contestar para asegurar que la restauración tenga el impacto deseado a las escalas requeridas como también para mantener la vigencia del tema y su relevancia en el contexto local y mundial.

Desde la dimensión socioeconómica se han desarrollado diferentes metodologías que buscan estimar un valor para los bienes y servicios que ofrece el ambiente, y de esta forma determinar los costos y beneficios que trae para la sociedad los proyectos relacionados con estos. Sin embargo, la valoración presenta varias dificultades, ya que por un lado no es sencillo asignarle un valor a un elemento natural sin caer en la sub o sobre estimación de ese valor y los métodos usados no pueden abstraer la complejidad de las alteraciones sucedidas. Por otro lado la particularidad de cada ecosistema hace que los instrumentos de valoración desarrollados se restrinjan a casos específicos difícilmente replicables en otros lugares (Holl & Howarth 2000). No obstante, las consideraciones de variables económicas al momento de la planeación de la gestión ambiental permiten; no solo contemplar los costos directos asociados a los procesos de conservación y recuperación, sino que ofrecen un acercamiento a los beneficios que percibe o percibirá la sociedad en general de dicha gestión.

Por otro lado, desde el derecho se ha constituido un marco jurídico, el cual brinda las bases que sustentan el desarrollo de estas actividades, tanto en el sector público como en el privado, define las funciones y responsabilidades de los actores y permite la articulación de las políticas, los planes y los programas que son lo que permiten la vigencia y financiación de proyectos de restauración. Además brinda el marco bajo el cual funcionan y se articulan los instrumentos económicos.

A continuación se intentará responder algunas preguntas acerca de diversos aspectos de la restauración ecológica, desde las dimensiones económicas, políticas y sociales. En primer lugar se busca responder a la pregunta de ¿Por qué es importante restaurar? Luego es necesario introducir al lector a la temática de la valoración ambiental, por lo que se definen términos como servicios ambientes y externalidades; y se discute sobre el problema de la valoración ambiental. Posteriormente se aborda el tema de los costos de la restauración y se busca responder la pregunta de ¿Quién debe pagar la restauración? En seguida se ilustrarán dos casos donde la idea principal es presentar diferentes formas de evaluación de proyectos y un tercer caso que nos hace una aproximación a proyectos de restauración ecológica que pueden autofinanciarse. Finalmente se expone el caso del proyecto de restauración ecológica llevado a cabo en cercanías al Embalse de Chisacá, desde el punto de vista de costos del proyecto.

¿POR QUÉ ES IMPORTANTE RESTAURAR?

La restauración ecológica es una disciplina relativamente nueva, la cual ha generado gran expectativa al ser una alternativa para contrarrestar los efectos negativos del desarrollo humano (Dobson *et al.* 1997). Y aunque pareciera claro que ante hechos tan alarmantes como la desertificación de las tierras, la pérdida de biodiversidad, las altas tasas de deforestación y la escasez de agua es necesario emprender todo tipo de acciones que mitiguen estos efectos negativos, las motivaciones por la cuales se debería hacer restauración pueden variar de acuerdo a las expectativas y necesidades de la sociedad. Según Clewell y Aronson (2005), las motivaciones o razones se pueden dividir en cinco tipos de razonamiento: tecnocrático, biótico, heurístico, idealista y pragmático.

El razonamiento tecnocrático se refiere a la restauración realizada por agencias gubernamentales u otras grandes organizaciones para satisfacer misiones y mandatos institucionales específicos. La mayoría de veces este tipo de proyectos está enfocado a la recuperación de los servicios ambientales que alguna vez fueron suministrados por el ecosistema como la cantidad y calidad del agua asociado con el control de la erosión, el manejo de los hábitat de la vida silvestre, y la protección de las especies en peligro.

El razonamiento biótico hace referencia a la recuperación de aspectos perdidos de la biodiversidad local. La diversidad es un valor apreciado, no solo por los biólogos y ambientalistas, sino también por muchas culturas y países, por esto siempre existe una inclinación a la conservación de este servicio. Entre los ejemplos de proyectos dedicados a la restauración de la diversidad están los relacionados con la conservación de especies raras y en peligro de extinción. Otro ejemplo son los proyectos diseñados para perpetuar comunidades bióticas como es el caso de los arrecifes de corales.

El propósito del razonamiento heurístico contribuye a la comprensión de los principios ecológicos de los ecosistemas a través de proyectos de restauración y servir de ayuda pedagógica a las ciencias biológicas. Este tipo de proyectos se centran en el aprendizaje y suele hacerse a escalas pequeñas donde se pueda controlar las variables ambientales. Pero el desarrollo de la ciencia es raramente una razón suficiente para iniciar un proyecto de restauración, por lo general se busca hacer proyectos de investigación dentro de programas más grandes.

En el razonamiento idealista la restauración se relaciona con la percepción particular, cultural y espiritual de las personas. Los ecosistemas no son vistos como bienes transables que necesitan reparación, son más bien parte de la cultura misma. Para Clewell y Aronson (2005) se reconocen cuatro elementos que hacen parte de la restauración ecológica idealista, los cuales son la expiación por los daños ambientales, el reencuentro con la naturaleza, la renovación del nexo entre naturaleza y cultura y la renovación espiritual. Un ejemplo de este tipo de proyecto son los que buscan restaurar los ecosistemas y simultáneamente restaurar la cultura tradicional, atrayendo a miembros de las comunidades nativas a participar en los proyectos.

Por último el razonamiento pragmático se refiere a la recuperación o reparación de los ecosistemas por la capacidad que estos tienen, de proporcionar una amplia gama de servicios y bienes ambientales de las cuales dependen las economías humanas y para contrarrestar de alguna forma las catástrofes climáticas causadas por la pérdida de ecosistemas. Si la restauración ecológica no se hiciera específicamente por estos motivos, la humanidad sufriría y el planeta se haría menos habitable. Además, este tipo de acercamiento nos permite valorar el aporte que los sistemas ecológicos hacen a la economía, a través de los bienes y servicios, y valorarlo con el objetivo de no descapitalizar a una sociedad que depende completamente de los ecosistemas y del bienestar de los mismos. A pesar de esto el acercamiento pragmático tal vez es el menos tratado en la literatura sobre restauración ecológica. (Goodland & Daly 1996, Clewell 2000, Clewell & Aronson 2005).

Estas cinco formas de ver un mismo problema y el por qué se debe hacer algo al respecto, nos muestran que pueden existir diversas formas de pensamiento, sin embargo cada uno de estos tipos de razonamiento son complementarios y es importante que al momento de decidir hacer un proyecto de restauración se consideren todas las motivaciones que se pueden tener para llevarlo a cabo. Ya que si la sociedad encuentra las motivaciones suficientes para la realización de estos proyectos, se asegura el éxito de los mismos, y su perdurabilidad en el tiempo.

En este artículo nos centraremos en el enfoque pragmático ya que este tipo de razonamiento nos permite acercarnos desde una perspectiva económica, y darle un valor al ambiente para poder determinar el beneficio social y económico de la restauración.

Como dice la definición adoptada por la Sociedad de Restauración Ecológica (SER 2004) la restauración ecológica es el proceso mediante el cual se asiste la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido. Esto significa que al restablecer la funcionalidad de un ecosistema se recupera también los servicios ambientales que este provee. Pero entonces es importante en este punto tener claridad sobre qué es un servicio ambiental y cómo éste se puede valorar.

¿QUÉ SON LOS SERVICIOS AMBIENTALES?

Existe un consenso sobre lo que son servicios ambientales, el cual se refiere a los beneficios que provee el ambiente que no son materiales ni extractivos (CIFOR, 2005). Desde el punto de vista económico se podría observar también, que los servicios ambientales son externalidades positivas generadas de la conservación o de actividades sostenibles de producción; las externalidades se pueden entender como influencias no compensadas por parte de un agente económico sobre el bienestar de otro, esto significa que si bien la actividad que realice el agente no esta dirigida directamente sobre el otro, dicha actividad si lo afecta -digamos- indirectamente (Mankiw 2002) de otro modo, se puede interpretar como un beneficio o un costo que no refleja su precio real en el mercado. Las externalidades pueden ser positivas cuando generan un beneficio o negativas cuando disminuyen el bienestar. Más adelante se explicarán mejor estos términos.

Cuando hay una actividad de conservación por ejemplo, se genera una externalidad positiva ya que se asegura la provisión de servicios ambientales como almacenamiento de carbono, conservación de la biodiversidad, protección de cuencas, preservación del paisaje (CIFOR, 2005). Esta externalidad no hace parte de la función de beneficios de la conservación, aunque sí hace parte del beneficio total de la sociedad.

Este concepto de servicios ambientales como externalidad positiva resultará útil al momento de abordar el tema de valoración y pago por restauración.

¿CÓMO SE VALORAN LOS SERVICIOS AMBIENTALES?

El valor del ambiente y el problema de la valoración económica

La valoración del ambiente subyace en el problema central de la economía: la asignación eficiente de los recursos escasos de tal modo que se genere el mayor bienestar social posible. En general el ambiente supone problemas adicionales para los economistas, ya que se introducen en los temas de externalidades, bienes y servicios no privados lo que conlleva a una limitante fundamental como es la dificultad o imposibilidad de fijar precios y por lo tanto la necesidad de generar métodos alternos de valoración.

Podríamos afirmar que para el caso de los bienes ambientales se pueden definir derechos de propiedad que aseguren alguna forma de negociación (recordemos los permisos maderables, estos conceden ciertos derechos de propiedad sobre la explotación maderera), no obstante, para el caso de los servicios ambientales en general, debemos contemplar otras particularidades.

Primero, los servicios ambientales son públicos o en algunos casos, de uso común. Por tanto debemos distinguir entre estos dos tipos: Un bien o servicio público presenta las características de no ser rival y no ser excluyente, no rival por cuanto el consumo del servicio por parte de un individuo no disminuye el disfrute de los demás individuos y no excluyente porque todos pueden acceder a este bien o servicio. Dicho de otra forma, es no rival porque el costo que implica para la sociedad suministrar una unidad más de dicho bien es cercano a cero. La no excluyencia implica que es muy difícil cobrar por su consumo (Pindyck & Rubinfeld 1995).

De otro lado, los bienes de uso común presentan rivalidad en todos los casos es decir que el consumo por parte de unos afecta o disminuye el disfrute de los otros. En este sentido, si los bienes y servicios de uso común siempre van a presentar rivalidad; la condición de caracterización está en identificar si son excluyentes o no. Cuando son excluyentes podemos pensar que los derechos de propiedad están definidos de alguna forma, por lo que se pueden fijar precios según la oferta y demanda. El problema resulta cuando el recurso común presenta libre acceso ya que es difícil llegar a acuerdos sobre el uso del recurso y por tanto fijar un valor (Azqueta 2003).

Entonces, ¿cómo se entrelaza la definición de servicio ambiental como externalidad positiva con la condición de público o de uso común de libre acceso? Precisamente en la dificultad para fijar un valor que se exprese en un precio fijado por la interacción de la oferta y la demanda. Si el valor de los

servicios ambientales se pudiera fijar por esta interacción, la escasez se reflejaría en un precio; y entre más escaso sea algo mayor resulta su valor y esto se expresa en su precio.

Un proyecto de conservación de un bosque que se encuentra localizado en una vereda no muy retirada de la ciudad cerca de una carretera principal; el bosque asegura el suministro de varios servicios ambientales entre ellos la preservación del agua de una cuenca, la captura de CO₂ y la belleza del paisaje (1. externalidades de conservar el bosque, ya que son un resultado derivado pero no directo de la actividad de conservar el bosque, no obstante influyen el bienestar de los individuos).

La vereda hace uso del agua de la cuenca a través de un pequeño acueducto veredal (2. servicio de uso común de acceso restringido; es rival y excluyente, se puede fijar un precio de acceso al recurso). Algunas personas de la ciudad llegan el fin de semana cerca del bosque para disfrutar de un tiempo al lado del río (3. servicio de uso común de libre acceso, rival y no excluyente, es difícil establecer un precio ya que la gente que asiste no estaría dispuesta a pagar). Cuando la gente de la ciudad pasa por la carretera se asombra de la belleza del bosque (4. servicio público, no rival ni excluyente. No se puede fijar un precio por observar el bosque), las personas que pasan ven como un buen lugar para vivir las inmediaciones del bosque por su belleza y el aire sano que se respira (servicio público, no rival ni excluyente), como es de esperar entre más alto sea el ingreso de las personas más estarían dispuestas a pagar por vivir cerca del bosque.

Un proyecto de construcción de una vía alterna amenaza la conservación del bosque y se requiere establecer su valor para fijar una negociación con la constructora de la vía, sin embargo no para todos vale lo mismo el bosque y cada quien dependiendo de los beneficios que obtiene estaría dispuesto a pagar para conservarlo. En principio, esta diferencia en los usos hace difícil establecer un valor que refleje lo que pasaría si se acaba con el bosque. Para los habitantes de la vereda sería quedar sin agua, para la gente que asiste los fines de semana significaría buscar otro lugar para descansar y para quienes pasan por la carretera se perdería un bonito paisaje. La imposibilidad de definir un mercado para estos servicios impide fijar un precio y así existan diferentes percepciones del valor, estas no se pueden expresar de manera universal, como si sucede cuando el precio obedece a la oferta y la demanda, es decir cuando responde a un equilibrio logrado entre las cantidades ofrecidas y las cantidades demandadas.

Esta dificultad para fijar precios a través de la oferta y demanda implica utilizar otros métodos para estimar el valor de estos servicios -solo los nombraremos¹-. En nuestro ejemplo podríamos pensar que el paisaje es un atributo que algunas personas estarían dispuestas a pagar, supongamos que las personas de ingresos altos estarían dispuestas a pagar muy alto por una casa cerca del bosque, por el placer que les genera ver el bosque y eventualmente salir a pasear en sus alrededores, el método de *precios hedónicos* nos permitiría aproximarnos al valor del atributo paisajístico a través del establecimiento de precios de renta de los terrenos aledaños.

¹ Una revisión profunda de los métodos de valoración se encuentra en Azqueta 1994 y 2002. Este apartado se basa en este autor.

Otra forma de acercarnos al valor, sería pensar en el valor que dan al lugar las personas que viajan el fin de semana, es decir el valor recreativo del lugar, si bien en estricto sentido no se paga una entrada a la zona, existen unos costos relacionados con el desplazamiento. Afectar el lugar implicaría por ejemplo, la necesidad para estas personas de desplazarse más lejos incurriendo en más gastos, estos cambios se reflejarían en la demanda de las personas. El cambio en el costo de desplazamiento se podría estimar a través del método de *costo de viaje*.

Tanto el método de precios hedónicos, como el de coste de viaje son ejemplos de valoración indirecta de los bienes y servicios del ambiente y se basan en la presunción de la existencia de relaciones entre estos bienes y servicios y los bienes que resultan corrientes en el análisis. Regresando a nuestro ejemplo también podríamos preguntar a las personas de la vereda la compensación que exigirían por la afectación sobre su provisión de agua debido a la nueva construcción. También se podría preguntar a las personas de la ciudad cuánto estarían dispuestas a pagar por conservar la zona.

Aquí dos cuestiones notables, no solo se preguntaría a las personas de la vereda cuánto estarían dispuestas a pagar sino que, más bien se preguntaría, -sobre la presunción de un derecho previo sobre el bien o servicio- la compensación que se exigiría por la renuncia a tal derecho. De otra parte, cuando se pregunta a las personas de la ciudad las disposición a pagar, se plantea la discusión sobre el valor de no uso; es decir si bien todas las personas no utilizan directa ni indirectamente el servicio del bosque si valoran su existencia. Estas consideraciones se pueden estimar a través de métodos directos como el de *valoración contingente* que consiste en indagar el valor que se le da a los bienes y servicios ambientales, creando mercados hipotéticos que se exponen mediante entrevistas o similares (Azqueta, 2003)

Supongamos que se llevó a cabo la construcción de la nueva vía afectando el bosque; pasado un tiempo se vió la necesidad de restaurar el área. La valoración de la restauración también enfrentará los problemas mencionados. En este orden, tratar de valorar los servicios ambientales que se recuperan es complejo y en términos prácticos será muy difícil que el proyecto de restauración internalice los beneficios sociales generados de tal actividad, si estuviera al alcance internalizar estos beneficios los proyectos de restauración tendrían fuentes de recursos enormes. Como en la realidad esto no es así, el logro de proyectos de restauración depende enteramente de la rigurosa planeación de estos.

Finalmente después de tener mayor claridad sobre qué es un servicio ambiental y cómo se puede valorar entraremos más en materia. Una de las preguntas más importantes que se tiene que abordar cuando se desea hacer un proyecto de restauración es cuánto cuesta restaurar. Y aunque la respuesta varía dependiendo de diversos factores, a continuación se hace un abordaje discutiendo los principales factores que pueden influir en los costos de estos tipos de proyectos.

El costo de la restauración ecológica

Un tópico de gran relevancia son los costos de la restauración. Y aunque poco se ha escrito sobre esto, es claro que estos procesos requieren muchas veces una fuerte intervención técnica que requiere

una gran inversión a lo largo de todo el proyecto y donde los resultados no se obtienen en el corto plazo. (Holl & Howarth 2000).

Cuando se quiere llevar a un ecosistema degradado a un estado de menor degradación por medio de algún tipo de manejo hay que tener en cuenta varios factores que determinan los costos del proyecto. En la Figura 1 se muestra un esquema de estos factores determinantes. En primer lugar están los alcances del proyecto, estos se refieren a los objetivos del proyecto y se deben plantear teniendo en cuenta la línea base y los resultados esperados. De esta forma se pueden plantear objetivos más realistas y seguramente obtener resultados más concretos. La línea base nos indica el estado del ecosistema, es decir de dónde partimos, y los resultados esperados nos indican a donde queremos llegar. Luego de tener claros los alcances del proyecto, se tiene que determinar el tipo de manejo que se va a realizar de acuerdo a nuestras metas. En este punto existe gran cantidad de actividades que muchas veces se entienden erróneamente como restauración ecológica, y que difieren especialmente en cuanto a los alcances de cada una y por supuesto en los costos que requiere. Aunque este tema se abordará con mayor profundidad más adelante, es importante hacer referencia a los conceptos de cada una de estas actividades. Según la SER (2004) la **restauración ecológica** es el proceso de ayudar el restablecimiento de un ecosistema que se ha degradado, dañado o destruido. La **rehabilitación** comparte con la restauración la idea de tener como referencia a los ecosistemas históricos, pero difieren en sus metas y estrategias. Ya que la rehabilitación se enfoca más en la reparación de la productividad y los servicios que provee el ecosistema. Esto significa que la rehabilitación no implica retornar al ecosistema a su estado original. Pero como la restauración abarca un amplio espectro de actividades, es posible que parte de los trabajos que se han realizado como rehabilitación terminen siendo considerados restauración. (SER 2004, Vargas & Mora 2008). El término **reclamación** hace referencia al retorno de utilidad de un ecosistema sin tener como referencia un estado predisturbio. Entre los objetivos principales están la estabilización del terreno, el mejoramiento del paisaje, y el manejo de las tierras con un propósito útil para los intereses de la región. Una actividad propia de este tipo de manejo es la revegetalización, esta usualmente hace referencia al establecimiento de una o unas pocas especies. Por último la **mitigación** es la acción que se emprende como compensación a daños ambientales ocasionados por obras de desarrollo. En este caso no se tiene en cuenta el ecosistema de referencia, y no se tiene como objetivo el restablecer los servicios ambientales, ni la funcionalidad ni la estructura del ecosistema.

Por último en la Figura 1 tenemos el monitoreo, que también determina los costos de estos tipos de proyectos. De acuerdo al tipo de monitoreo que se quiera o requiera hacer también varían los costos del mismo. Los factores que dentro del monitoreo resultan determinantes son el seguimiento al proyecto, el mantenimiento, y el manejo adaptativo, si este lo requiere. (Díaz-Martín 2007)

Como se explicó anteriormente, hay factores que son determinantes a la hora de definir los costos de un proyecto. Entre los factores ya mencionados, se encuentran algunos que tienen un

mayor peso en los costos. Como es el caso del nivel de degradación de los ecosistemas. En la Figura 3, observamos cómo varían los costos de acuerdo este factor. Esto es de relevancia ya que entre más alteraciones físicas o químicas haya en el ambiente requerirá una intervención técnica mucho más fuerte (Hobbs 2007). Además que también necesitará de mayor tiempo de asistencia al ecosistema,

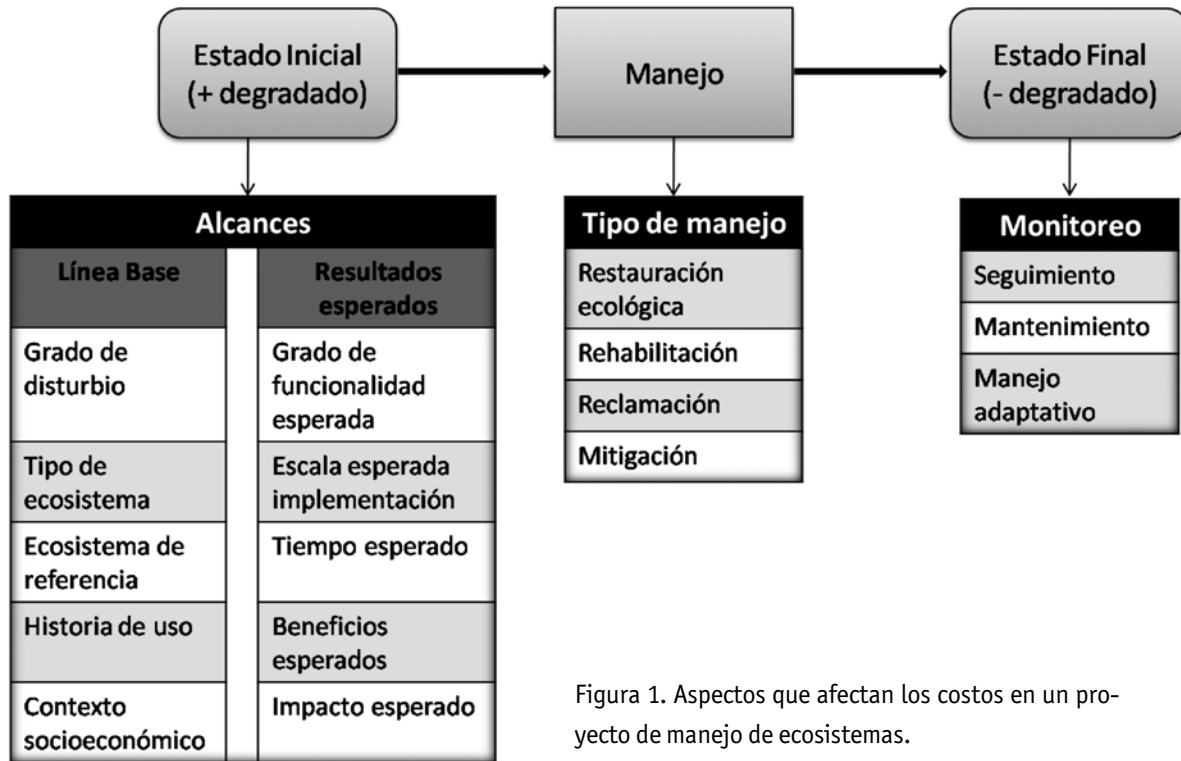


Figura 1. Aspectos que afectan los costos en un proyecto de manejo de ecosistemas.

por ende los costos son más altos tal y como nos muestra la Figura 3. Este es el caso por ejemplo de restauración de canteras, donde la degradación ha llegado a tal punto que es necesario recomponer el ecosistema desde componentes primarios como el suelo. La Figura 3 también nos muestra que hay un nivel de degradación que aunque sea el más bajo requerirá de todas formas un manejo y esto acarreará unos costos, que en este caso llamamos fijos. Un ejemplo de esto es el caso de la restauración pasiva.

Otra parte importante a tener en cuenta en un proyecto de restauración es que los costos varían de acuerdo a cada fase (figura 3). Entonces observamos que sin importar el tipo de proyecto de acuerdo al estado de degradación, en la fase inicial de diagnóstico, los costos van a ser muy similares. Donde sí se presenta un fuerte cambio, dependiendo del tipo de proyecto, es en la fase de implementación, ya que si se requiere de intervenciones técnicas fuertes, como por ejemplo tractor, nivelación topográfica, etc, estos costos van a ser mucho mayores. Luego vemos en la Figura 4 que en la fase de monitoreo bajan nuevamente los costos, pero se mantienen por un tiempo hasta que el ecosistema logre su completa rehabilitación o hasta que los financiadores del proyecto consideren.

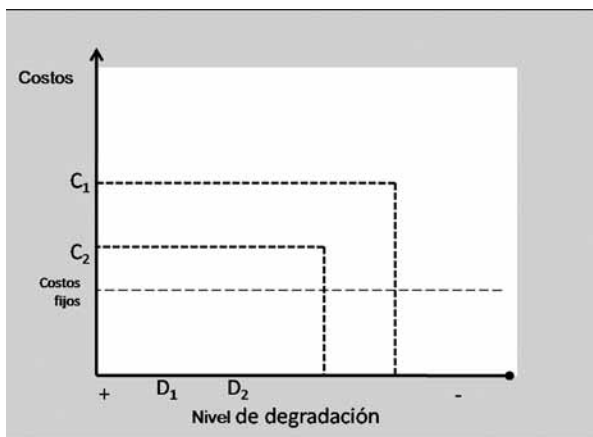


Figura 2. Costos según nivel de degradación

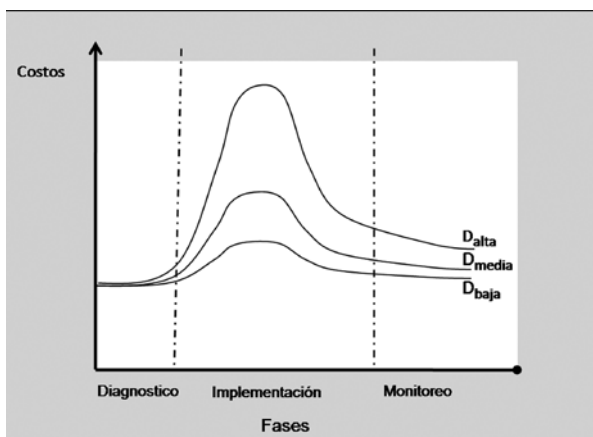


Figura 3. Costos de las fases de ejecución de los proyectos de restauración según el nivel de degradación

Como vemos, los costos de un proyecto de restauración pueden variar mucho de acuerdo a los factores determinantes. Por lo que no es tan sencillo hacer el presupuesto de este tipo de proyectos y por lo tanto puede suceder que se subestimen o sobrestimen los presupuestos de estos proyectos. Además algunas veces hay que adaptar los proyectos a los requerimientos de los financiadores, por lo que hay que tener mucho cuidado con los alcances de los proyectos, y no caer en el problema de quedar cortos en este presupuesto.

Pero entonces la pregunta que hay que hacerse ahora es si estos proyectos son generalmente caros, y son a largo plazo ¿Quién paga o debe pagar por la restauración?

¿QUIEN DEBE PAGAR LA RESTAURACIÓN?

Como observamos anteriormente los procesos de restauración y sus costos varían mucho de acuerdo a aspectos como: las características biofísicas de los ecosistemas, los tipos de disturbio y las relaciones con la comunidad. También sabemos que muchas veces requieren un gran esfuerzo técnico y también una gran inversión, entonces la pregunta que ahora debemos abordar es ¿Quién debe financiar los proyectos de restauración?

Según Holl y Howarth (2000) la respuesta de quién debe pagar por la restauración puede ser contestada de varias formas, y depende mucho de cada situación específica. Sin embargo estos dos autores responden la pregunta por medio de dos casos específicos.

El que destruye, degrada o daña paga - asignando responsabilidades

La primera forma intuitiva de responder esta pregunta es con el principio del que contamina paga (Constanza & Cornwell, 1992). En los casos donde se pueden asignar claramente las responsabilidades, los esfuerzos se han encaminado a desarrollar la legislación, para garantizar y asegurar que los entes que causen el daño se responsabilicen de los costos totales de los daños ambientales y de la restauración (Holl & Howarth, 2000), de esta forma se internaliza en la estructura de costos del que contamina.

En el caso de Colombia existen varias estrategias que buscan que los costos por daños ambientales sean asumidos por quien los realiza con el fin de responsabilizarlos o desincentivar el daño. Entre algunos ejemplos tenemos el Decreto 1753 de 1994 y el Decreto 1220 de 2005 por el cual se reglamenta las Licencias Ambientales. Esta licencia otorgan a una persona la ejecución de un proyecto, obra o actividad que conforme a los reglamentos, puede producir deterioro grave a los recursos naturales renovables o al ambiente o introducir modificaciones considerables o notorias al paisaje; y establece los requisitos, obligaciones y condiciones que el beneficiario de la Licencia Ambiental debe cumplir para prevenir, mitigar, corregir, compensar y manejar los efectos ambientales del proyecto, obra o actividad autorizada. Si bien dentro de esta definición no se encuentra estrictamente el de la restauración ecológica, este manejo cabe perfectamente como compensación a los daños causados. Además, la restauración tiene valor agregado que recupera los servicios ambientales del ecosistema, cosa que no se logra mediante una simple reforestación. Un ejemplo de este tipo de estrategia son las acciones que deben tomar las petroleras cuando construyen un pozo de extracción. En este caso la petrolera debe tener un plan de manejo y plan de compensación, por los daños ocasionados al ambiente.

Entre otros ejemplos de estrategias de financiación de proyectos ambientales se encuentran también las regalías, que constituyen una fuente importante de ingresos que según lo establecido en el artículo 361 de la Constitución Política se destinan, entre otros, a la preservación del ambiente. Otro caso es el de los instrumentos económicos como las tasas retributivas o tasas por uso de agua, que intentan recaudar dinero por medio de pagos que son reinvertidos en la recuperación ambiental y que buscan desincentivar la contaminación o daños ambientales o incentivar el uso eficiente del agua.

A pesar de que se ha avanzado en el país en este tema, existen aun muchas falencias y vacíos. Muchas de estas falencias y vacíos no solo se encuentran dentro de la legislación del país, sino también son problemas que se encuentran a nivel mundial. Como se explicó anteriormente, en el caso de la restauración existe un problema en relación con el amplio espectro de actividades que son calificadas como restauración, cuando muchas de ellas no lo son en lo estricto de su definición y objetivos.

Además también van a diferir especialmente en cuanto a los esfuerzos y costos de cada una de estas actividades.

Por estas razones, en Colombia muchas empresas realizan actividades de compensación para cumplir con la norma, y suelen llamarlas restauración, pero estas actividades difieren substancialmente con los objetivos de ésta. Y aunque en estos casos la norma si se está cumpliendo, no necesariamente se están recuperando adecuadamente los ecosistemas y no se logra entonces, una adecuada compensación.

Si no hay responsable todos pagamos

El segundo caso evidente, es cuando no se conoce con certeza quién o quiénes fueron los causantes del deterioro o del daño ambiental. Incluso si son múltiples las causas y causantes del deterioro ambiental o si el daño se efectuó ya mucho tiempo atrás por lo que es difícil asignar las responsabilidades. En este caso el costo de la restauración deberá ser asumido por la sociedad, a través de instituciones, mecanismos e instrumentos de regulación.

En Colombia las instituciones encargadas del manejo, cuidado y protección del ambiente se establecen en la Constitución Política (1991). En ella se dice que es deber del Estado proteger la diversidad e integridad del ambiente (Artículo 79) y también la planificación del manejo y aprovechamiento de los recursos naturales para garantizar su desarrollo sostenible, su conservación, restauración o sustitución (Artículo 80 de la Constitución Política de 1991).

Con la ley 99 de 1993 se creó el Ministerio de Medio Ambiente, el cual tiene entre otras funciones la de formular la política nacional y regular las condiciones generales para la restauración y recuperación de los recursos naturales. También tiene la función de preparar con la asesoría del Departamento Nacional de Planeación los planes, programas y proyectos en materia ambiental que deban incorporarse a los proyectos del Plan Nacional de Desarrollo y del Plan Nacional de Inversiones que el gobierno someta a consideración del Congreso (Artículo 5°). Entonces en el país el gobierno decide y prioriza las inversiones en orden ambiental y define las temáticas en las cuales se van a enfocar los programas y proyectos. Es por esto que es de gran importancia que la restauración ecológica se mantenga en la agenda política ambiental y que sea una de las prioridades dentro de los planes de desarrollo del país.

En los Gobiernos pasados, el tema se ha mantenido dentro de algunas políticas, planes y programas, además se han firmado diversos convenios internacionales, que también se relacionan con la restauración. Ésto ha permitido el desarrollo de algunos primeros esfuerzos por trabajar en el tema. Sin embargo, como los planes, programas y proyectos son formulados de acuerdo a las prioridades de cada gobierno, estos no presentan una continuidad en el tiempo y muchas veces no se involucra adecuadamente la comunidad, por lo que los procesos quedan a medias y se pierde todo el esfuerzo hecho.

En la Figura 4 se resumen los principales convenios, planes y programas, tanto a nivel internacional como a nivel nacional, que involucran un componente de restauración. En primer lugar tenemos la

Constitución Política, que como vimos anteriormente es la base de todas las políticas ambientales del país, seguida por la ley 99 del 1993 la cual crea y le da funciones a las instituciones encargadas de todo lo referente al ambiente. Esto nos muestra que a pesar de todas las falencias, existe en el país un gran interés político por el tema, por lo que ahora es indispensable demostrar por medio de acciones los resultados de la restauración y también los beneficios que este manejo conlleva. En el siguiente nivel encontramos los tratados y convenios internacionales. Estos presentan un alto nivel jerárquico dentro de la normatividad puesto que son compromisos que el país asume a nivel internacional. En el siguiente nivel encontramos las políticas, que involucran en algún componente, la restauración ecológica. Estas políticas, son la base jurídica para la implementación de estrategias más concretas como programas y planes. Todo este marco jurídico permite que los proyectos, que constituyen el nivel más bajo y es el más concreto, tengan un sustento y apoyo tanto político como financiero. Si este marco no existiera, los proyectos no serían prioridades dentro de las instituciones y simplemente no se llevarían a cabo.

Como sabemos, dentro de las estrategias de conservación, la restauración es una de las más costosas; sin embargo, es una actividad importante y necesaria ya que es la que restablece los bienes y servicios ambientales de los ecosistemas y la que además contribuye a que la preservación sea una estrategia exitosa. Pero es finalmente la sociedad a través de las instituciones la que debe asumir los costos de la restauración, por lo que las instituciones deben decidir en qué casos se debe realizar o no la restauración.

Un ejemplo de este segundo caso, es el del Río Bogotá. Este río es tal vez el más contaminado del país y es la principal fuente hídrica de la Sabana de Bogotá y el receptor de los aportes domésticos de los habitantes de Bogotá. Además desemboca en el Río Magdalena, afluente más importante del país. Como es casi imposible establecer quién o quiénes son los causantes de este daño, las instituciones son las que deben encargarse de la solución de este problema. Es por esto que varias entidades del estado como la Secretaría de Ambiente, la Corporación Ambiental Regional de Cundinamarca, la Gobernación de Cundinamarca, se ha comprometido con la recuperación de la cuenca media a través de un programa integral de control en la fuente, recolección y tratamiento de las aguas residuales. Este es un claro ejemplo de cómo las instituciones se deben organizar para un mismo fin. Pero para llegar a esto, se tuvo que generar toda una estructura jurídica, que le da una base para su financiación y ejecución. Esta financiación se hace por medio de diversas fuentes, entre otras, por medio de los impuestos que todos pagamos. Como vemos, la sociedad debe también acarrear parte de los costos por este tipo de daños.

APROXIMACIONES A LA VALORACIÓN ECONÓMICA DE PROYECTOS DE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA

Como ya se expuso anteriormente muchos de los proyectos de Restauración Ecológica (RE) son asumidos por la sociedad a través de sus entes administrativos, entre otras debido a la complejidad

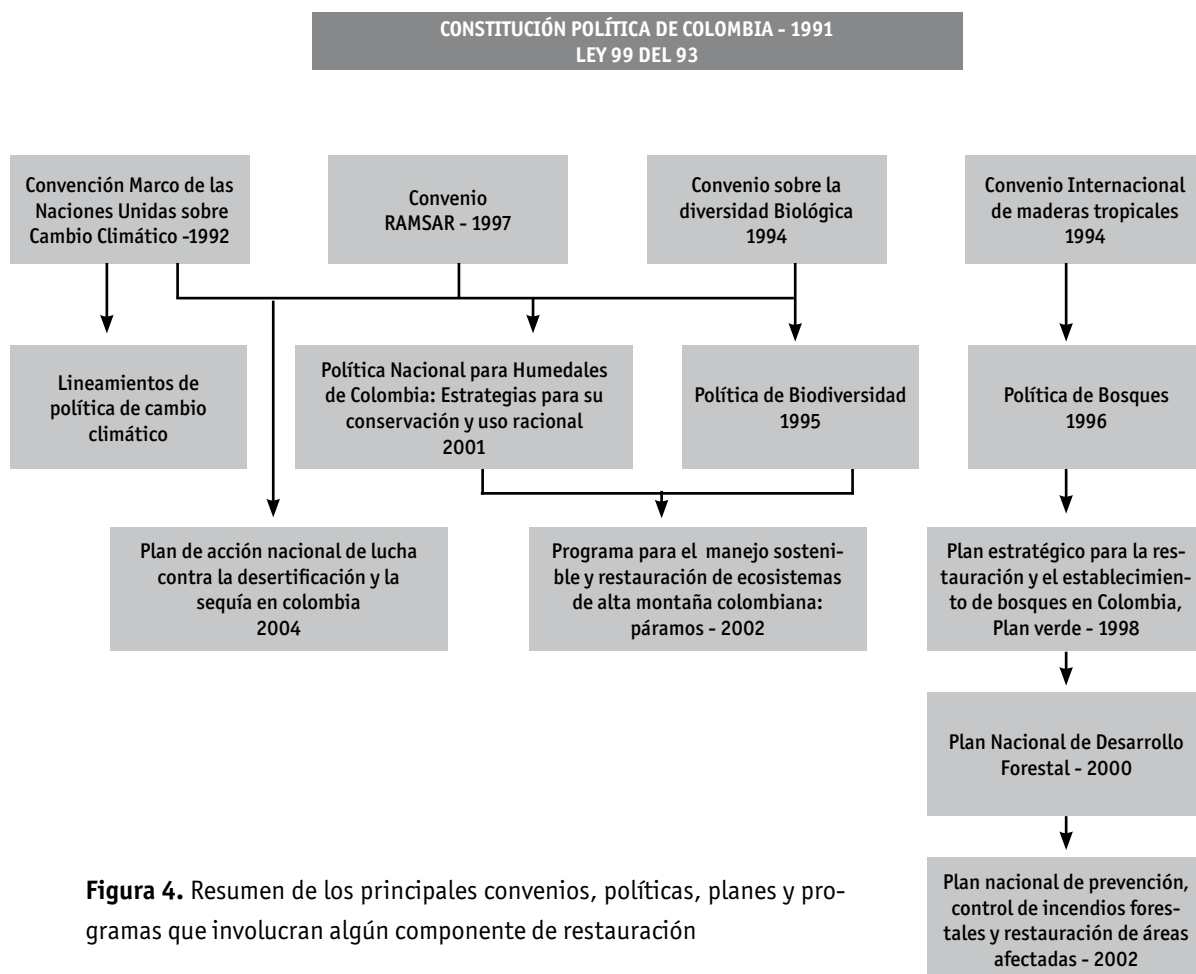


Figura 4. Resumen de los principales convenios, políticas, planes y programas que involucran algún componente de restauración

que implica definir el responsable sobre el daño y por otro lado, a los grandes costos que implica un proceso de este tipo.

Como en todo proyecto, la capacidad de generar utilidades depende del manejo que se haga del recurso escaso, esto determina en la mayoría de los casos ajustar el proyecto a un presupuesto establecido. En el caso de la RE, más si se habla de protección, mejoramiento o recuperación de la calidad ambiental, la medición de las utilidades se hace difícil por cuanto se estaría hablando de la medición en el beneficio social neto en el cual tendríamos que incluir la valoración económica del ambiente.

Deberíamos pensar que si sopesamos el costo de un proyecto de RE frente al beneficio social neto de recuperar los bienes y servicios que ofrecía un área o ecosistema determinado, sería mucho más beneficioso para la sociedad efectuar dicha RE aún invirtiendo cantidades muy elevadas de dinero. Sin embargo; dado que el dinero es el recurso escaso tanto para la administración pública como para los agentes privados; la definición de la cantidad de recursos destinados a un proyecto de RE implica observar la relevancia del ecosistema y las características particulares que rodearían al proyecto.

A continuación se expondrán algunos casos donde se observan ciertas particularidades que permitirían realizar una planeación efectiva del proyecto, no se hace referencia en estricto al desarrollo de los proyectos o sus fases, sino que se prestará atención sobre algunos puntos que pueden resultar de relevancia para la estructuración de proyectos RE

Caso 1: análisis económico de coste-beneficio de la tilapia del nilo *Oreochromis niloticus* - lago victoria. (impacto de una invasión)

Si observamos los proyectos de restauración, como algún otro proyecto de inversión, tendríamos que atender también a algunos indicadores desde el punto de vista del inversionista. Como se ha mencionado, es la sociedad la que invierte en la recuperación, y aunque un proyecto de RE puede tener una tasa de retorno desfavorable (corto plazo) , tendrá un valor presente favorable, es decir si traemos a valor presente el flujo de utilidades en un tiempo dado; éste será beneficioso para la sociedad en general.

No obstante, como en el corto plazo representa un costo social, se debería pensar cómo se distribuye este costo. Para simplificar, se podría pensar que este costo lo asumen agentes privados responsables de una actividad económica. En este sentido, supondremos que existen especies invasoras que están relacionadas directamente con una actividad económica.

A mediados de los años cincuenta se introdujo en el Lago Victoria, la especie *Oreochromis niloticus* conocida como Tilapia del Nilo; especie que debido a su alta resistencia, altas tasas de crecimiento, amplio espectro alimentario, alta tasa de fecundidad, así como una ventaja en tamaño respecto de otras especies de tilapia y sumado a esto, un proceso de hibridación, ha llevado a la gradual extinción local de algunas especies endógenas de tilapias, como la *O. esculentus* y la *O. variabilis*. (GISP, 2007)

Los países que comparten la rivera del lago son Kenya, Uganda y Tanzania y como era de esperarse la actividad que se concentra es la pesca. Según el estudio del Global Invasive Species Programm - GISP en el año 2007; los reportes de captura significativos de *L. niloticus*, aparecen a mediados de los sesentas en Uganda, a mediados de los setentas en Kenya aportando cerca del 50% de la tilapia capturada y a mediados de los ochentas se registra un comportamiento similar en las pesquerías de Tanzania. La composición de captura de las pesquerías es en su orden: la perca del Nilo (*Lates niloticus* L), la dagaa (*Rastrineobola argentea*) y la tilapia; es de anotar que antes de la introducción de la perca y la tilapia del Nilo la especie de mayor abundancia y explotación comercial era la *O. esculentus*.

En este orden de ideas, la actividad comercial esta mayoritariamente sobre la perca y la dagaa, aunque la Tilapia es representativa y constituye además una importante contribución al consumo local. Datos del GISP indican que la captura de perca, daagaa y tilapia en aguas de Kenya tuvo un aumento sostenido entre 1976 y 1993, llegando a ser de 109, 99 y 13 mil toneladas respectivamente, para el año 2006 la captura significó 35, 52, 11 (miles de toneladas, respectivamente) notándose un descenso así como una recomposición, siendo mayor el aporte de captura de dagaa. El valor

representado por estas capturas ascendió a 72 millones de dólares de los cuales 12.5% resultó de la captura de tilapia.

El reporte del GISP muestra dos escenarios de captura para las especies de *Oreochromis* endémicas del lago, el primero con una captura de especies endémicas de 3000 tons antes de la introducción de la Tilapia del Nilo y otro con una captura de 5000 tons, con estos escenarios iniciales se estimó el valor percibido por las pescaderías de Kenya en el plazo de 30 años (tiempo desde que se establece la invasión con reportes significativos de captura), para los casos sin invasión de Tilapia del Nilo y con invasión de esta especie. Si bien en ambos casos el estudio muestra que con la introducción de la Tilapia del Nilo, las pescaderías perciben mayores retornos, estos no son considerables y a nivel per-capita (de los pescadores del lago) solo representa un incremento de entre 0.62 y 2.14 dólares por año.

El estudio indica la imposibilidad de erradicación de *O. niloticus* de los sistemas invadidos. En pequeños sistemas hídricos la prevención de la invasión se hace costosa, pero en los grandes sistemas como el del Lago Victoria los costos -según GISP- se hacen incalculables. En términos de costo-beneficio, la restauración de estos ecosistemas no solo debe cubrir los costos directos asociados al proceso, como serían la implementación y seguimiento, sino que debe contemplar los retornos económicos que la región dejaría de percibir.

El caso presentado aunque es tal vez uno de los más extremos, nos sirve por un lado para ver la importancia de hacer los análisis costo-beneficio, sobre todo cuando hay comunidades que pueden verse afectadas por los procesos de restauración y por el otro como la invasión de especies puede llegar a puntos de no retorno donde es imposible económicamente y difícil técnicamente su erradicación.

Caso 2: costo-efectividad en la recuperación de la antigua cantera soratama

Tomando como base un estudio realizado por Correa *et al* (2003) , sobre la propuesta de alternativas para la recuperación de la antigua cantera de Soratama, en los cerros nororientales de Bogotá. Esta cantera fue explotada durante 50 años aproximadamente, sus actividades cesaron a mediados de los 90 y luego se abandonó. La explotación realizada en la cantera se hizo sin tener en cuenta los parámetros técnicos y una planeación adecuada, por lo que se generó un mosaico de disturbios caracterizado por taludes inestables, de mas de 10 metros de altura, áreas descapotadas de suelo sin intervención, fragmentación de la vegetación y áreas explotadas utilizadas como depósito de estériles y descapote (Barrera *et al.* S.F). Es por esto que la rehabilitación de estos terrenos era una imperiosa necesidad no solo desde el punto de vista estético (ambiental), sino también de seguridad (geotécnico) y aún económico (urbanizacional) (Correa 2003). La recuperación de la zona no solo influiría en el bienestar de los habitantes cercanos, si no que tendría impactos en el bienestar de la ciudad.

Los autores en trabajo mancomunado con las autoridades ambientales evaluaron 6 alternativas para la recuperación de la zona. La recuperación del lugar hace parte del Plan de Ordenamiento Territorial de la ciudad.

La metodología que se expone; resalta la oportunidad que para la comunidad representa el área como alternativa de recreación debido a las condiciones socioeconómicas de los habitantes, de ahí que se contemplaran zonas de actividad recreativa de diferentes niveles de impacto (Correa A; 2003). Las alternativas evaluadas oscilaban entre US\$ 1.045.942,66 y US\$ 2.689.400,52². El alto costo de las propuestas se debió principalmente al componente de estabilización del terreno.

Según Barrera *et al* (s.f.) La alternativa seleccionada se ajustó a US\$ 500.000, contemplando no solo el componente biofísico propio de la restauración, si no que incluía la construcción de un auditorio con fines de educación ambiental.

Este caso aunque no es de restauración, es un caso de reclamación, nos sirve como ejemplo para ver cómo se puede escoger el tipo de proyecto acorde con los alcances y metas esperadas. También nos sirve para recordar la Figura 3, donde se veía que entre más degradado se encuentre un ecosistemas es mucho más costoso su manejo. Es por esto que aunque muchas veces se quisiera hacer restauración ecológica en el estricto sentido de su definición, es muy valioso determinar dentro de todas las posibilidades de proyectos, cuál es el más efectivo, tanto en costos, como en beneficios para la comunidad.

Caso 3: la reducción de combustibles como alternativa de mercado en los proyectos de restauración de los boques de colorado.

En los bosques de coníferas de Estados Unidos se presenta una gran problemática en cuanto que la alta densidad de individuos y la alta producción de material combustible como hojarasca, son altamente propensos a generar grandes incendios. Los altos costos que implica la restauración de zonas afectadas por estos grandes incendios de bosques, así como el escaso éxito en las labores de recuperación de las condiciones ecosistémicas han llevado a pensar en alternativas de reducción mecánica de combustibles, dicha labor no solo hace parte de la prevención, sino parte del seguimiento de los proyectos de restauración.

Lynch y Mackes (2003) muestran un estudio sobre los costos de la reducción de material combustible como parte de la estrategia de los proyectos de restauración en Colorado (EEUU).

Los autores exponen la alternativa de mercado para el manejo de la extracción técnica de árboles con el fin de reducir la densidad de individuos y con ello disminuir el riesgo de incendios catastróficos, se indica que estos mecanismos ayudarían a soportar financieramente los proyectos de restauración, que en general son asumidos en totalidad con fondos públicos.

El documento reseña la implementación de la alternativa de mercado para bosques de Pino Ponderosa, y bosques de coníferas mixtas con un dosel de pino ponderosa y abeto Douglas y un denso sotobosque de abeto y álamo. Las áreas seleccionadas fueron áreas afectadas por incendios y en proceso de restauración o áreas con alto riesgo de incendio; en este orden se determinó la

2 Banco de la República; Cotización histórica para el dólar; año 2003.

carga de materiales combustibles que implicaban riesgo para el bosque, así como las condiciones que aumentaban el riesgo, sobre esta base se determinaría cual sería la densidad de árboles por acre.

La concesión que para tal fin se dió a ciertas empresas, implicaba la tala, remoción mecánica del material y transporte, además de pagar una compensación al Servicio Forestal por el material removido. Las empresas tomaban el material que posteriormente vendían o procesaban en industrias madereras cercanas. Dicho esquema es descrito más detalladamente por Lynch (2001), al respecto de un proyecto de restauración en 5 áreas de pino ponderosa (denominadas 1, 5B, 5E, 4 -snow unit- y Joyce).

Para la implementación de este esquema de mercado, primero se diseñó el método de restauración por el cual, posteriormente se seleccionaron los árboles que iban a ser removidos, enseguida se determinaron las características y el monto que tenía el material que iba a ser retirado. A partir de esta información la Servicio Forestal preparó los contratos administrativos de venta de madera.

El condado de Montezuma; donde se ubicaban las áreas de restauración, compró los contratos de venta. Junto con la asociación de madereros de la región acordó qué empresas entrarían al proyecto; de este modo, se escogió a una empresa, la cual a su vez compró las unidades de explotación del condado.

Estos contratos no solo representaban la obligación de la remoción del material sino su comercialización. Como parte de este objetivo se llevó a cabo intentos experimentales para el uso de árboles de pequeño diámetro. No obstante, mucho del material de escaso diámetro no fue posible tratar localmente por lo que fue necesario llevarlo a plantas cercanas para ser tratados como materiales conglomerados, lo que incrementó los costos.

Cada una de las 5 unidades analizadas presentó características particulares que afectaron al proyecto. Siendo los costos de transporte, la alta compensación requerida por el Servicio Forestal, e incluso la nieve, así como la pobre calidad de los materiales removidos los que llevaron a pérdidas en 2 de las unidades. Sin embargo, las ganancias presentadas en las 3 unidades restantes generaron un resultado positivo para la totalidad del ejercicio. Los autores exponen entre otras recomendaciones; la necesidad de reducir o evitar las cuotas de compensación cuando la calidad de los materiales removidos sea pobre; de tal forma que se haga más rentable este tipo de iniciativas.

Concluyen, sobre los altos costos directos y asociados de los incendios, y la posibilidad de un bien diseñado instrumento de venta de madera que ayude a financiar estos procesos de restauración y prevención. Señalan que si existe la flexibilidad suficiente en el diseño de los contratos, así como la reducción o supresión por parte de la agencia -en este caso el Servicio Forestal – de las cuotas exigidas harían estos proyectos más atractivos evitando el pago de la reducción de combustibles con dinero de los contribuyentes lo que hace más costosa la restauración y prevención en caso de incendios.

Este caso es un claro ejemplo, de cómo se puede hacer proyectos de restauración que se pueden autofinanciar.

CONCLUSIÓN

Los dos primeros casos nos sirven para ejemplificar los métodos que existen para determinar si un proyecto es viable o no. Esta viabilidad se puede considerar de diversas formas, por un lado puede ser viable socialmente (costo-beneficio), o puede ser viable técnicamente (costo-efectivo). Ambos acercamientos son necesarios hacerlos ya que estos análisis nos pueden proyectar el éxito o no de un proyecto. El caso 3 es un ejemplo de cómo los proyectos de restauración pueden generar no solo un beneficio social, sino también un beneficio económico.

Caso de estudio: costos de la restauración ecológica en áreas invadidas por retamo espinoso y zonas de plantaciones de pino.

La experiencia piloto de restauración en áreas invadidas de retamo espinoso y en zonas con plantaciones de pino no solamente nos permitió aprender aspectos técnicos y científicos sobre la restauración, sino que también nos permitió conocer otros aspectos como los costos que implican estos tipos de proyectos en esas áreas específicas. Como se ha insistido, los proyectos de restauración se encuentran sujetos a particularidades de muchos tipos, las cuales influyen en los costos y aunque son conocimientos específicos para cada área las lecciones aprendidas sirven como guía para otros proyectos.

caso1: áreas invadidas por retamo espinoso

Para el caso particular de la experiencia de restauración en áreas invadidas por Retamo Espinoso, influyen varias características.

Por un lado se encuentran las condiciones biológicas del retamo que hacen que sea difícil su manejo, en segundo orden se encuentra las condiciones topográficas y del suelo que dificultan la implementación del proyecto, y en este sentido, la mecanización y en tercer lugar las características de los agentes sociales involucrados. La primera característica, las condiciones biológicas del retamo, se discute en otras secciones, pero en la Tabla 1 se puede observar el resumen de las principales características. Se hablará entonces mas afondo acerca de las características de la zona y de los agentes sociales involucrados. La zona donde se realizó la intervención se encuentra cerca del área urbana de Bogotá, por lo que las condiciones de acceso vial hasta la vereda del Hato son buenas, la zona se circunscribe en el área rural de la localidad de Usme. Esta condición de ruralidad está enmarcada por la relación de los habitantes con la Empresa de Acueducto (encargada del embalse de Chisacá y los predios a su alrededor), pero lo que resulta pertinente en este apartado es la condición de construir un proyecto junto con la comunidad (Cano & Zamudio 2007).

Tabla 1. Resumen de las principales características del retamo espinoso

Principales características del Retamo espinoso	
Familia	Fabaceae
Genero	<i>Ulex</i>
Especie	<i>Ulex europaeus</i>

Principales características del Retamo espinoso	
Tipo planta	Arbusto
Morfología	Alta producción de ramas accesorias y espinas. Forma raíces grandes.
Ciclo de vida	Perenne, alcanza su etapa de madurez alrededor de los 20 años de edad
Reproducción y dispersión	Regeneración vegetativa por medio de rebrotes. Alta producción de semillas.
Lugares de crecimiento	Crece bien en la mayoría de los tipos de suelo, tolera bastante bien la acidez y la pobreza en materia orgánica
Otras	Alta acumulación de materia orgánica, incrementa el riesgo de incendios

En cuanto a los agentes involucrados, en la figura 5 se muestran los principales agentes que son afectados por esta invasión. Lo que se observa en el esquema es que esta relación enmarcada por la invasión, afecta por un lado tanto entes privados (Comunidad rural de Usme) como entes públicos (Empresa de Acueducto). Tanto la Empresa de Acueducto como la comunidad rural de Usme, se ven afectados directamente por esta invasión, ya que son sus tierras las que se están invadiendo. En el caso de la Empresa, las tierras invadidas son áreas de conservación de la cuenca hídrica y del embalse de Chisacá, por lo que se puede decir que los servicios ambientales que la empresa ofrece, suministro de agua, se están afectando por esta problemática. Esto, en el sentido que la calidad del ecosistema que circunscribe la cuenca se afecta por la invasión, lo que acarrea para La Empresa altos costos para el mantenimiento de la zona. En cuanto a la Comunidad rural de Usme, las tierras que ellos habitan y trabajan se encuentran invadidas o se están invadiendo. Esto implica para la comunidad gastos para el mantenimiento de esas áreas, que además ocupan espacio que se podría utilizar para la producción agrícola. Lo que significa que la Comunidad está seguramente percibiendo menos cantidad de dinero de lo que deberían ganar. Por otro lado tenemos la Secretaría Distrital de Ambiente es una de las entidades encargadas de regular la calidad del ambiente en el Distrito, funciona como un catalizador

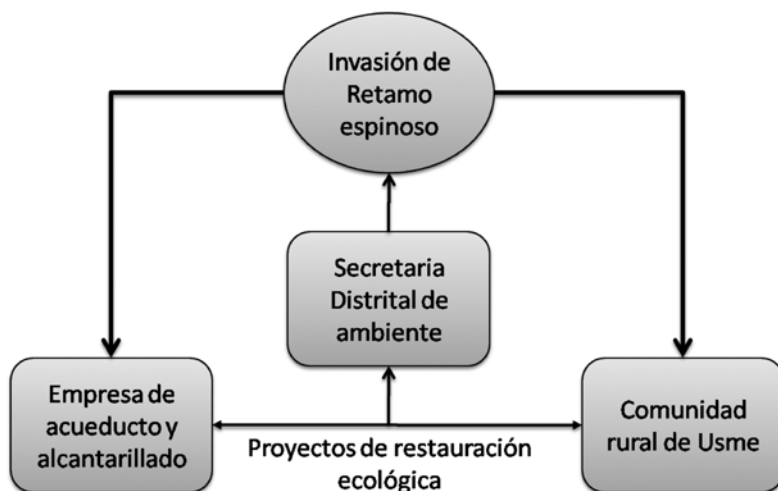


Figura 5. Principales relaciones entre los agentes afectados por la invasión del retamo espinoso

de esfuerzos que por medio de proyectos de R.E. hace un control y manejo del retamo espinoso. Es por medio de estos proyectos que se pueden unir los dos agentes afectados y generar una relación entre los mismo benéfica (línea puntiaguda), logrando de esta manera hacer más eficiente el uso del recurso escaso, el dinero, tanto de los agente públicos como los privados.

Consecuentemente con la tercera característica, el uso eficiente de los factores de producción resulta de utilizar los factores abundantes³, y la ruralidad que envuelve el proyecto hace que sea propicia la inclusión de la mano de obra local. En este caso la realización de gran parte de las labores operativas del proyecto no solo resultó costo eficiente, si no que generará -eventualmente- pertenencia de la comunidad hacia el proyecto de restauración de su entorno local, esta pertenencia surge del trabajo mismo en el proyecto además de los ingresos adicionales (incluso un poco por encima del promedio pagado por jornada diaria de trabajo) que recibieron por la labor realizada.

Dado que el factor abundante es la mano de obra, ésta resulta más conveniente que el uso de la mecanización, la cual es costosa *per se* en la zona y en específico en la actividad agrícola que predomina; sumado a esto la heterogeneidad del terreno y el gasto en combustibles implicarían un mayor costo.

En este orden de ideas la estructura de costos que se conformó en el proyecto de restauración en áreas invadidas por retamo (Figura 6), para una hectárea restaurada, involucró un alto porcentaje en el factor trabajo representado en personal especializado en restauración y mano de obra local en labores operativas, este factor trabajo representó el 79% de los costos del proyecto; de este porcentaje el 54% se destinó a personal especializado y el restante 24% en mano de obra local, el porcentaje de costos de trabajo representado por el personal especializado se podría considerar alto si se omite la fase inicial de diseño y puesta en marcha de los tratamientos utilizados, pero dada la complejidad que implica la restauración para este tipo de invasión resulta necesario el adecuado diseño y acompañamiento técnico que asegure el proyecto. El 21% restante en la estructura de costos por hectárea, se destinó a materiales 3% y suministros, 15%, así como un 3% en mecanización por medio de tractor, en la fase inicial. En este punto cabe resaltar que en este proyecto se realizaron investigaciones aplicadas, por lo que algunos rubros suben un poco su valor, como es el caso de investigadores y el de materiales.

caso 2: área de pinos

Para el caso de pinos, la relación de los agentes involucrados es diferente al de retamo (figura 7). En primer lugar, como se discutió en secciones anteriores, las plantaciones de pinos generan diversos tipos de relaciones dañinas al ecosistema, desde la pérdida de la diversidad local hasta una disminución en la capacidad de control del régimen hídrico del ecosistema. Esto genera que se presente una relación directa entre esta problemática y la Empresa de Acueducto. En este caso la Empresa, presenta una pérdida, representada en el detrimento de los servicios ambientales del ecosistema, como es el caso también en retamo. Pero a diferencia del caso de retamo, en este caso la Comunidad rural de Usme,

3 La teoría económica clásica enmarca como factores de producción, la tierra, el capital y el trabajo.

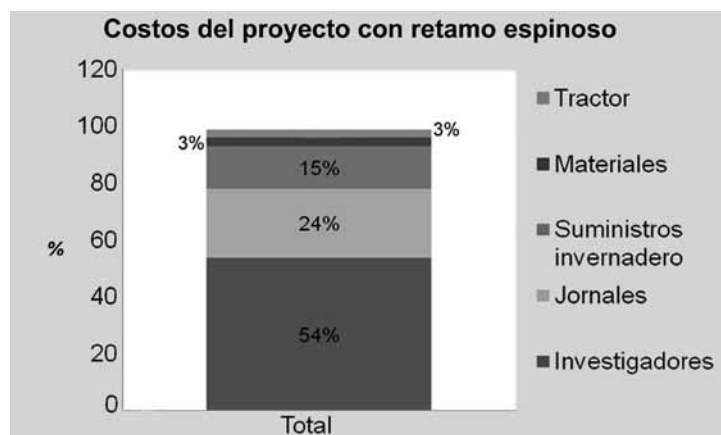


Figura 6. Estructura de costos por hectárea en áreas invadidas por retamo espinoso y con plantaciones de pinos.

no presenta una relación directa de pérdida. La comunidad, aunque también se afecta por la pérdida de la calidad de los servicios ambientales, no lo nota directamente. Al contrario, suele beneficiarse de este problema, ya que por un lado, los habitantes de la zona suelen utilizar la madera, principalmente como fuente de energía. Esta utilización de este bien, se hace de manera ilegal, sin embargo es un beneficio que percibe la comunidad. Además la comunidad, disfruta de la belleza del paisaje, por lo que es aun más difícil que distinga los daños que generan estas plantaciones. Como en el caso anterior, la Secretaría de Ambiente funciona, como un catalizador de los proyectos de restauración ecológica. Para este caso hay que encontrar la manera que los proyectos de R.E, generen en la comunidad un beneficio directo, puesto que de otra forma, no tienen los incentivos suficientes como para apoyar este tipo de proyectos.

En el caso del proyecto de R.E de pinos, encontramos que presenta una estructura de costos muy similar a la del caso de retamo (Figura 8), pero es un poco más elevado el gasto en materiales e insumos que asciende a 19%. En este proyecto, también se realizaron investigación aplicadas a la restauración, y al igual que retamo, algunos rubros se ven afectados por esto, como el de investigadores y el de materiales.

CONCLUSIONES FINALES

Zonas con invasiones de retamo espinoso

Como se explicó anteriormente el retamo, como todas las especies invasoras, representa un problema muy grande tanto para el sector público como el privado. Esta especie no solo se encuentra en territorio de áreas protegidas amenazando la diversidad de estas áreas, sino que también representa una pérdida económica para quienes sustentan su actividad económica en estas zonas.

Como en este caso, no se puede establecer claramente el o los responsables de esta invasión, la sociedad por medio de las instituciones es la que debe asumir los costos para el manejo y control

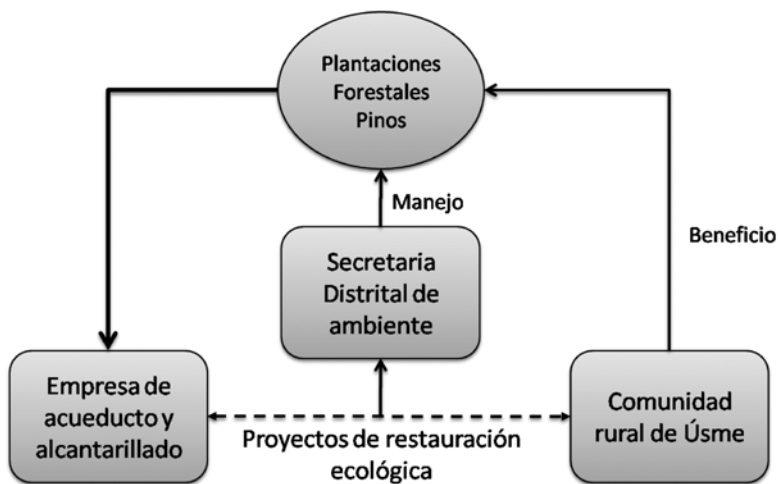


Figura 7. Principales relaciones entre los agentes involucrados en la problemática de plantaciones de pinos.

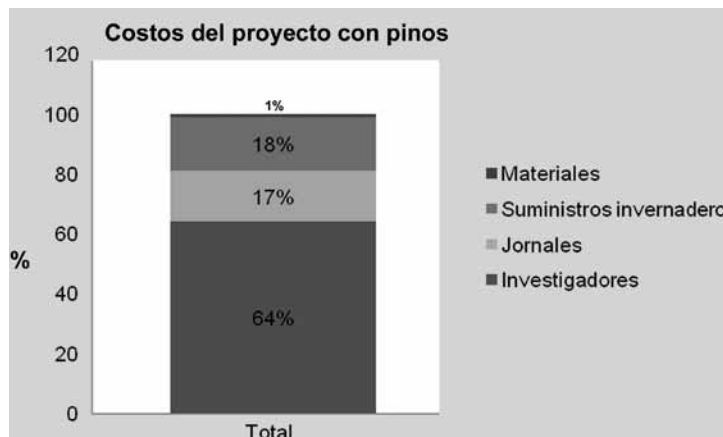


Figura 8. Estructura de costos por hectárea en áreas invadidas por retamo espinos y con plantaciones de pinos.

de la invasión. Entonces, el debate que surge entorno a quién debería pagar este daño se debe llevar a escenarios de cooperación donde las entidades responsables del Medio Ambiente, los agentes privados y la comunidad generen alternativas para el desarrollo de estos proyectos. Este caso resulta ser un buen ejemplo de cómo las entidades públicas pueden involucrar a la comunidad dentro de un proyecto de restauración en un área no pública.

Zonas de plantaciones de pinos

Uno de los problemas más grandes que se tiene con estas plantaciones forestales introducidas, es que como se encuentran generalmente en áreas protegidas, la interpretación de la normatividad puede impedir en este caso específico, el aprovechamiento de alternativas beneficiosas no solo para el proyecto si no para otros actores involucrados. Uno de los casos expuestos anteriormente, control de combustibles en bosques de Colorado (Estados Unidos), nos ilustra la aplicación de alternativas

de mercado dentro de los proyectos de restauración. Una adecuada interpretación de la norma, que le brinde flexibilidad podría generar recursos para el proyecto; y en el caso de tala y remoción de pinos podría ser más eficiente una alternativa como en el caso referenciado. En este caso es más claro el responsable, y quién debe asumir los costos de la restauración, sin embargo como todos nos beneficiamos directa o indirectamente por este tipo de proyectos las instituciones encargadas del ambiente también contribuyen y generan proyectos para la implementación de proyectos de R.E.

RECOMENDACIONES GENERALES

Un acervo de las experiencias realizadas con anterioridad, permiten optimizar el monto de los recursos en este tipo de proyectos, en este sentido evitan el comenzar de *cero* e incluso evitan la etapa de experimentación o por lo menos reduce sus costos.

En las etapas de experimentación, las pruebas deben contemplar su uso a una escala mayor. En algunas ocasiones alternativas que resultan exitosas en las parcelas de prueba resultan difíciles de implementar no solo técnica, sino que son normativa y financieramente inviables.

Un análisis primordial corresponde a lo normativo, a la identificación de los actores involucrados, un análisis cuidadoso de estos aspectos permitirá una mejor planeación, incluso se pueden identificar nuevas fuentes de financiación.

La etapa de planeación de un proyecto de restauración debe contemplar un riguroso análisis financiero, que evalúe a través de las técnicas adecuadas la costo-efectividad de las alternativas que se tengan de carácter técnico. Ciertamente es recomendable antes de la definición de alternativas de restauración, observar si la restauración resulta lo más conveniente evaluando el costo-beneficio, en algunos casos será recomendable una recuperación o una revegetalización, por ejemplo. No se debe olvidar los altos costos que implican este tipo de iniciativas y los limitados recursos con que se cuentan.

La planeación financiera de los proyectos no solo permite que se asegure el desarrollo, sino que permite la búsqueda de fuentes de financiación para el monitoreo y seguimiento, así como el surgimiento de nuevos proyectos.





Bibliografía



- ALLENDORF & LUNDQUIST. 2003. Introduction: Population Biology, Evolution, and Control of Invasive Species. Special Section: Population Biology of Invasive species. *Conservation Biology*, 17 (1): 24–30
- ALONSO, I. 2004. La conservación de los brezales en Inglaterra. *Ecosistemas* 13:111–118.
- ALVAREZ-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.
- ANDERSON, M. L. 1954. Plantación en grupos espaciados. *Unasylla* 7 (2): 61–70. Disponible en: <http://www.fao.org/docrep/x5367e/x5367e02.htm#spaced%20%20%20group%20planting>
- ANDREW M. & S. USTIN. 2009. Habitat suitability modelling of an invasive plant with advanced remote sensing data. *Diversity and Distributions*. Volume 15 Issue 2 (March 2009) 627–640
- ARMESTO, J. & S. PICKETT. 1985. Experiments on disturbance in old-field plant communities: impact on species richness and abundance. *Ecology* 66: 230–240.
- AULD, T.D., 1994. The role of soil seed banks in maintaining plant communities in fire-prone habitat. *Proc. 2nd. Int. Conf. Forest Fires Research*, pp. 1069–1078
- ÁVILA, L. 2008. Formación de núcleos de restauración en los claros de plantaciones de *Pinus patula* y *Cupressus lusitanica* usando *Lupinus bogotensis* y otras especies pioneras. Trabajo de Grado. Departamento de Biología. Universidad Nacional de Colombia.
- AZCÓN-BIETO, J. & M. TALÓN. 2003. Fundamentos de fisiología vegetal. Edicions Universitat de Barcelona, McGraw-Hill / Interamericana. 522 pp.
- AZQUETA, D. 1994. Valoración económica de la calidad ambiental. McGraw-Hill, Madrid, España.
- AZQUETA, D. 2003. Introducción a la economía ambiental. McGraw-Hill.
- BAEZA M.J & V.R VALLEJO. 2006. Ecological mechanisms involved in dormancy breakage in *Ulex parviflorus* seeds. *Plant Ecology* 183:191–205
- BAEZA, M.J. 2001. Aspectos ecológicos y técnicas de control del combustible (roza y quema controlada) en matorrales con alto riesgo de incendio dominados por *Ulex parviflorus*. Tesis Doctoral, Facultad de Ciencias, Universidad de Alicante, Biblioteca virtual Miguel de Cervantes. <http://www.lluisvives.com/FichaObra.html?Ref=5920&ext=pdf&portal=1>
- BALLARÉ C.L & J.J. CASAL. 2000. Light signals perceived by crop and weed plants. *Field Crops Research* 67: 149–160
- BAPTISTE M.A. 2007. *Ulex europaeus*. Disponible en <http://www.siac.net.co/sib/catalogoespecies/especie.do?sessionId=1F58A38F708A67F529C9CEDA03AA91C4?idBuscar=299&method=displayAAT>
- BARRERA, J.I. CAMARGO, G. & S. MONTOYA (s.f.). Diseños para la restauración ecológica de la cantera Soratama. Localidad de Usaquén, Bogotá. http://www.secretariadeambiente.gov.co/sda/libreria/pdf/ecosistemas/restauracion/1_ar10.pdf
- BASSETT, R.C. SIMCOCK, I.E., & MITCHELL, N.D. 2005. Consequences of soil compaction for seedling establishment: Implications for natural regeneration and restoration. *Austral Ecology* 30: 827–833.
- BECERRIL, J.M., BARRUTIA, O., GARCÍA-PLAZAOLA, J.I., HERNÁNDEZ, A., OLANO, J.M. & GARBISU, C. 2007. Especies nativas de suelos contaminados por metales: aspectos ecofisiológicos y su uso en fitorremediación. *Ecosistemas* 16(2): 50–55.
- BEGON, M., HARPER, J.L., TOWNSEND, C. R.. 2006. *Ecology: From individuals to ecosystems*. 4ed. Brackwell. Malden.
- BENGOUGH, A.C. & MULLINS, C.E. 1990a. The resistance experienced by roots growing in a pressurized cell. *Plant and Soil* 123: 73–82.
- BENGOUGH, A.C. & MULLINS, C.E. 1990b. Mechanical impedance to root growth: A review of experimental techniques and root growth responses. *Journal of Soil Science* 41: 341–358.
- BINGGELI, P. 1997. *Ulex europaeus* L. (Papilionaceae). *Woody Plant Ecology*. Disponible en: <http://members.lycos.co.uk/WoodyPlantEcology/docs/web-sp18.htm>
- BINGGELI, P. 1996. A taxonomic, biogeographical and ecological overview of invasive woody plants. *Journal of Vegetation Science* 7: 121–124.
- BLAKE, S.F. 1924. *Verbesina crassiramea* Blake, sp. nov. *Contributions from the United States National Herbarium* 22(8): 640.

- BLAKE, S.F. 1925. On the status of the genus *Chaenocephalus*, with a review of the section *Lipactinia* of *Verbesina* American Journal of Botany 12: 625-640.
- BLAKESLEY, D., ELLIOTT, S., KUARAKB, C., NAVAKITBUMRUNGB, P., ZANGKUMB, S. & V. ANUSARNSUNTHORN. 2002. Propagating framework tree species to restore seasonally dry tropical forest: implications of seasonal seed dispersal and dormancy. Forest Ecology and Management 164 31-38
- BLOOMFIELD, H. E., J. F. HANDLEY & A. D. BRADSHAW. 1982. Nutrient deficiencies and the aftercare of reclaimed derelict land. Journal of Applied Ecology 19:151-158.
- BONSER SP., R.J READER. 1995. Plant competition and herbivory in relation to vegetation biomass. Ecology 76 (7) 2176-2183.
- BRADSHAW, A. D. 1983. The reconstruction of ecosystems. Journal of Applied Ecology 20:1-7.
- BROCKERHOFF, E.G., C.E. ECROYD, A.C. LECKIE, & M.O. KIMBERLEY. 2003. Diversity and succession of vascular understory plants in exotic *Pinus radiata* plantation forests in New Zealand. Forest Ecology and Management 185: 307-326.
- BROKAW, N.V.L. 1982. The definition of tree fall gap and its effect on measures of forest dynamics. Biotropica 14: 158-160.
- BRUNELL, J.L. 1988. The biochemistry of management in plants. En: GRAHAM, R.D., HANAM, R.J. & UREN, N.C. Manganese in soils and plants. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers. 125-137 pp.
- BUSTOS, G.I. & T.L. VENEGAS. 1975. Evolución de las plantaciones forestales en Colombia. Instituto de Desarrollo de los Recursos Naturales Renovables INDERENA. Reunión nacional sobre proyectos de plantaciones forestales. Bogotá.
- CÁCERES ARDILA, C.A. 2006. Evaluación agronómica de la siembra de Avena sativa variedad cayuse y *Vicia atropurpurea* a densidades contrastantes sobre el rendimiento de forraje verde en la Sabana de Bogotá. Tesis. Ingeniería Agronómica. Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Agronomía.
- CAKMAK, I. 2000. Possible roles of zinc in protecting plant cells from damage by reactive oxygen species. New Phytologist 146: 185-205.
- CALDERÓN SÁENZ, E. 2003. Plantas invasoras en Colombia, una visión preliminar. Programa de Biología de la Conservación, Línea de Especies Focales. Instituto Alexander von Humboldt. Bogotá. Documento electrónico disponible en: <http://www.humboldt.org.co/>
- CANNAS S.A, D. E. MARCO, & S. A. PÁEZ. 2003b. Modelling biological invasions: species traits, species interactions and habitat heterogeneity Mathematical Biosciences 183: 93-110.
- CANNAS S.A, D. E. MARCO, S. A. PÁEZ & M. A. MONTEMURRO. 2003a. Modelado de invasiones biológicas: dinámica poblacional y formación de patrones espaciales. Procesos Biofísicos Complejos, Cap. 7, p. 119
- CANO I. 2009. Acción gubernamental y mediación local del control territorial, la expansión del retamo espinoso en el Distrito Capital, Bogotá - Colombia. (En Prensa)
- CANO, I. & 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.
- CANO, I. & N. ZAMUDIO. 2007. Estrategias de articulación y participación comunitaria con los proyectos de restauración ecológica. En: Vargas, O. (Ed) Estrategias para la 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.
- CAR. 2001. Atlas ambiental, Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca. Primera edición. Colombia.
- CARDENAS, C. 2004. Invasiones por *Ulex europaeus*: germinación y estrategias de control en fases tempranas. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma de Barcelona.
- CARDONA-CARDOZO, A. 2007. Propagación vegetativa de cinco especies potencialmente importantes para la restauración ecológica del bosque altoandino. Estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores del embalse de Chisacá localidad de Usme, Bogotá D.C. O. Vargas, Grupo de restauración ecológica Universidad Nacional de Colombia (eds.). Bogotá.
- CASTRO-DIAZ P, F. VALLADARES & A. ALONSO. 2004. La creciente amenaza de las invasiones biológicas. Ecosistemas 13 (3): 61-68. Septiembre 2004. <http://www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?Id=52>

- CASWELL, H. 2001. Matrix population models: Construction, analysis and interpretation, 2nd Edition. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.
- CAVELIER, J. & C. SANTOS. 1999. Efectos de plantaciones abandonadas de especies exóticas y nativas sobre la regeneración natural de un bosque montano en Colombia. *Revista de Biología Tropical* 47 (4): 775-784.
- CHARNOV, E.L. 1993. Life history invariants. Oxford University Press. 184 pp.
- CIFOR, 2005. Pagos por servicios ambientales: Principios Básicos esenciales. Paper Occasional No. 42. http://www.cifor.cgiar.org/pes/publications/pdf_files/OP-42S.pdf
- CLARK, D. A. & D.E. CLARK. 1992. Life History Diversity of Canopy and Emergent Trees in a Neotropical Rain Forest. *Ecological Monographs* 62(3):315-344.
- CLARK, B. & S. BULLOCK. 2007. Shedding light on plant competition: Modeling the influence of plant morphology on light capture (and vice versa). *Journal of Theoretical Biology* 244: 208-217
- CLARY, J. J., PETERSEN, D.A. & T. P. YOUNG. 2005. The ecology of restoration: historical links, emerging issues and unexplored realms. *Ecology Letters* 8: 662-673.
- CLEMENTS D. C., D.R., PETERSON, D. J., & PRASAD, R. 2001 The biology of Canadian Weeds (*Ulex europaeus* L.). *Canadian Journal Plant Science* 81: 325-337
- CLEMENTS, F.E. 1916. Plant succession: an analysis of the development of vegetation. Carnegie Inst. Washington Publ. Nº 242.
- CLEWELL, A. & J. ARONSON. 2006. Motivation for the restoration of ecosystems. *Conservation Biology*. 20(2):420-428
- CLEWELL, A. 2000. Editorial: Restoration of natural capital. *Restoration Ecology* 8(1):1
- COLEMAN, D.C., D.A. CROSSLEY JR. & P.F. HENDRIX. 2004. Fundamentals of Soil Ecology. Second Edition. Elsevier Academic Press. 386 pp.
- COLLINS, S.L. 1987. Interaction of disturbances in tallgrass prairie: a field experiment. *Ecology* 68(5): 1243-1250.
- COMIN F.A. 2002. Restauración ecológica: teoría versus practica, en: *Revista Ecosistemas*. Año XI. No 1/2002 enero-abril. Barcelona, España.
- CONNELL, J. H., & SLATYER, R.O 1977. Mechanisms of succession in Natural Communities and their Role in Community Stability and Organization *Am. Nat.* (1) 1119-1144.
- CONSTANZA, R. & L. CORNWELL. 1992. The 4P approach to dealing with environmental uncertainty. *Environment* 34:12-20.
- CONVENIO DE DIVERSIDAD BIOLÓGICA. 1992.
- CORNELISSE, J., LAVOREL, S., GARNIER, E., DIAZ, S., BUCHMANN, N., GURVICH, D. E., REICH, P.B., TER STEEGE, H. MORGAN, H. D., VAN DER HEDEN, M.G.A. PAUSAS, J.G. & H. PORTER. 2003. A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of botany*. 51: 335-380
- CORREA A. & J.D. CORREA. 2003. Recuperación morfológica y ambiental de la antigua cantera de Soratama. IV seminario Colombiano de geotecnia.
- CORREDOR, S. & 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*. pp: 336-352. 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 y Secretaría Distrital de Ambiente.
- CORTÉS, J. 1970. Levantamiento agrológico de la cuenca alta del río Bogotá. Instituto Geográfico Agustín Codazzi. Bogotá, 82 pp.
- CORTÉS, L.A., C. CHAMORRO & V.A. VEGA. 1985. Cambios en el suelo por la implantación de praderas, coníferas y eucaliptos en un área aledaña al embalse del Neusa (Cundinamarca). Fundación Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Bogotá D.C.
- CUBAS, P. & PARDO, C. 1988. Morfología de las semillas del género *Ulex* L. (Genistae, Papilionoidae). *Lagascalia* 15 (Extra) 275-283.
- CUBAS, P., C. PARDO & H. TAHIRI. 2005. Genetic variation and relationships among *Ulex* (Fabaceae) species in southern Spain and Northern Morocco Assessed by Chloroplast Microsatellite (cpSSR) markers. *American Journal of Botany* 92:2031-2043.
- CUBAS, P. 1999. *Ulex* L. In S. Talavera, C. Aedo, S. Castroviejo, C. Romero, Zarco et al. eds, *Flora Ibérica*, vol 2 212-239. CSIC, Madrid, España.

- CURSACH VILLARONGA B. 2003. Especies exóticas invasoras, una amenaza para la biodiversidad. Fundación Biodiversidad. Ambenta: La revista del Ministerio de Medio Ambiente 23: 58-66. España
- D'ANTONIO, C.M & J.C. CHAMBERS. 2006. Using ecological theory to manage or restore ecosystems affected by invasive plant species. pp 260-279 En: Foundation restoration ecology. Donald A. Falk, Margaret A. Palmer, Joy B. Zedler, Society for Ecological Restoration.
- DAMES, J., M. SCHOLLES & C. STRAKER. 2002. Nutrient cycling in a *Pinus patula* plantation in Mpumalanga Province, South Africa. Applied Soil Ecology 20: 211-226.
- DAUNBERMIRE R.F. 1996. Ecología vegetal: Tratado de autoecología de plantas. LIMUSA Noriega Editores. México.
- DEAN, A. & VOSS, D. 1999. Design and Analysis of Experiments. Springer. 740 pp.
- DEPARTAMENTO TÉCNICO ADMINISTRATIVO DEL MEDIO AMBIENTE (DAMA). 2004. Guía técnica para la restauración ecológica en áreas con plantaciones forestales exóticas en el Distrito Capital. Montoya, S. (Ed). Bogotá D.C.
- DÍAZ, S. & M. CABIDO. 2001. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem process. Trends in ecology and evolution. 16(11): 646-655.
- DÍAZ, S., S. MCINTYRE, S. LAVOREL y J.G. PAUSAS. 2002. Does hairiness matter in Harare? Resolving controversy in global comparisons of plant trait responses to ecosystem disturbance.
- DÍAZ, T.J., G.G. AMAT & O. VARGAS. 2007. Caracterización de la artrópoda epigea de zonas intervenidas en los predios del Embalse de Chisacá. pp: 199-214. 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 y Secretaría Distrital de Ambiente.
- DÍAZ-ESPINOSA. A. 2004. Competencia entre pastos exóticos y plantas nativas: Una estrategia para la restauración del bosque altoandino. Trabajo de grado. Departamento de Biología, modalidad monografía. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá.
- DÍAZ-ESPINOSA, A. 2007. Patrones de respuesta a heladas en árboles altoandinos sembrados en potreros y borde ripario-potrerizado. En: Vargas, O. & Grupo de restauración ecológica (eds.). Restauración ecológica del Bosque Altoandino, Estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores del Embalse de Chisacá. Dpto. Biología, Universidad Nacional de Colombia, Acueducto de Bogotá, Jardín Botánico, Secretaría Distrital de Ambiente. pp 425-444
- DÍAZ-ESPINOSA, A, O.A. LEÓN Y O. VARGAS. 2007. Supervivencia y crecimiento de plántulas debajo de *Lupinus bogotensis*[1]: Implicaciones para la restauración. En: Estrategias para la restauración ecológica del bosque altoandino: el caso de la Reserva Forestal de Cagua, Cundinamarca. Grupo de Restauración Ecológica y Vargas, O. EDITORES** Ahora *Lupinus mirabilis*.
- DÍAZ-MARTÍN R. 2007. Lluvia de semillas en zonas de alta montaña tropical con diferentes tipos de alteración en inmediaciones del embalse de Chisacá (Usme, Bogotá D.C.). En: VARGAS O. & GRUPO DE RESTAURACIÓN. Restauración ecológica del bosque altoandino. Estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores del Embalse de Chisacá (Localidad de Usme, Bogotá D.C.)
- DÍAZ-MARTÍN, R. 2007. El monitoreo en la Restauración ecológica. En: Vargas, O. (Ed) Guía metodológica para la restauración ecológica del bosque altoandino. Universidad Nacional de Colombia.
- DÍAZ-MARTÍN, 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: Vargas, O. & Grupo de Restauración Ecológica (Eds.). Estrategias para la restauración ecológica del bosque altoandino: el caso de la reserva forestal de Cagua, Cundinamarca. Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Ciencias. Departamento de Biología. 146-160 pp.
- DÍAZ-TRIANA, J. 2007. El suelo como barrera para la restauración ecológica. En: Vargas, O (Editor). Guía metodológica para la restauración ecológica del bosque altoandino. Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Ciencias. Departamento de Biología. 74-76 pp.
- DOBSON, A. BRADSHAW, A. D. & A. J. M. BAKER. 1997. Hopes of the future: Restoration Ecology and conservation biology. Science 277(5325): 515-522.
- DOUST, S., ERSKINE, P. & LAMB, D. 2006. Direct seeding to restore rainforest species: Microsite effects on the early establishment and growth of rainforest tree seedlings on degraded land in the wet tropics of Australia. Forest Ecology and Management. 234: 333-343.
- DOUTERLUNGNE, D. 2005. Establecimiento de acahuales a través del manejo tradicional lacandón de *Ochroma pyramidale* Cav. Tesis de Maestría en Ciencias en Recursos Naturales y Desarrollo Rural. ECUSUR. <<http://www.rncalliance.org/epages/rncalliance>.

- sf/?ObjectPath=/Shops/rncalliance/Products/"RNC project Mexico 2001">. Eds. Julio A. Hernández and Andrés Pomi (Ed. Dirac, Fac. de Ciencias, Montevideo).
- EHLERINGER, J.R. & D.R. SANDQUIST. 2006. Ecophysiological Constraints on Plant Responses in a Restoration Setting. En: FALK, D.A., M.A. PALMER & J.B. ZEDLER. *Foundations of Restoration Ecology*. Island Press. 42-58 pp.
- EHRENFELD, J.G. 2000. Defining the Limits of Restoration: The Need for Realistic Goals. *Restoration Ecology*, 8 (1): 2-9.
- ELLIOTT, S., NAVAKITBUMRUNGA, P., KUARAKA, C., ZANGKUMA, C., ANUSARNSUNTHORNA, V. & D. BLAKESLEYB. 2003. Selecting framework tree species for restoring seasonally dry tropical forests in northern Thailand based on field performance. *Forest Ecology and Management* 184: 177-191
- ENGEL, V & PARROTTA, J. 2001. An evaluation of direct seeding for reforestation of degraded lands in central São Paulo state, Brazil. *Forest Ecology and Management*. 152: 169-181.
- ESCALA HUMANA. 2005. Cartografía base del proyecto "Ordenamiento y delimitación del área del páramo de Sumapaz, jurisdicción CAR".
- ESPINAL, T. & MONTENEGRO, E. 1963. Formaciones vegetales de Colombia. Instituto Geográfico Agustín Codazzi. Bogotá, 210 pp.
- ETTER A. & W. VAN WYNGAARDEN. 2000. Patterns of Landscape Transformation in Colombia, with Emphasis in the Andean Region. Royal Swedish Academy of Sciences. *Ambio* 29 (7): 433-439
- EVERETT, R.A. 2000. Patterns and pathways of biological invasions. *Tree* 15: 177-178.
- FABRICIUS, C., C. FOLKE, G. CUNDILL, & L. SCHULTZ. 2007. Powerless spectators, coping actors, and adaptive co-managers: a synthesis of the role of communities in ecosystem management. *Ecology and Society* 12(1): 29. Recurso electrónico: <http://www.ecologyandsociety.org/vol12/iss1/art29/>
- FERNÁNDEZ-ALONSO, J. L. & M. HERNÁNDEZ-SC HMIDT. 2007. Catálogo de la flora vascular de la cuenca alta del río Subachoque (Cundinamarca, Colombia). *Caldasia* 29(1):73-104.
- FINE, P. 2002. The invasibility of tropical forest by exotic plants. *Journal of Tropical Biology*. 18: 687-705.
- FLORENTINE, S.K. & M.E. WESTBROOKE. 2004. Restoration on abandoned tropical pasture lands-do we know enough? *Journal of Nature Conservation*. 12: 85-94
- FRECKLENTON, R.P & A.R. WATKINSON. 2001. Asymmetric competition between plants species. *Functional Ecology* 15:615-623
- GARCÍA D. 2009. Brezales Atlánticos. www.uniovi.es/danielgarcia.
- GARIBELLO, J. C. 2002. Restauración ecológica a partir de la vegetación, Guía metodológica, Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo territorial, Bogotá.
- GAVIN, D.G. & D.R. PEART. 1999. Vegetative Life History of a Dominant Rain Forest Canopy Tree. *Biotrópica* 31(2): 288-294.
- GISP (Programa Mundial sobre Especies Invasoras). 2005. Sudamérica Invadida. Matthews, S. (Ed).
- GLENN-LEWIN, D. & E. VAN DER MAAREL. 1992. Patterns and processes of vegetation dynamics. En: Glenn-Lewin, D., Peet, R. & T., Veblen (Eds). *Plant succession: Theory and prediction*. Chapman & Hall. pp 12-59
- GLOBAL INVASIVE SPECIES PROGRAMME. 2007. CSIR Report Number 0044.
- GOLDBERG, D.E. 1990. Components of resource competition in plant communities. En: *Perspectives on plant competition*. Grace, J.B. & D. Tilman (Ed) Pp27-40 in J. Academic Press, San Diego, Calif.
- GÓMEZ-POMPA A. & C. VÁZQUEZ-YANES. 1983. Estudios sobre sucesión secundaria en los trópicos Calido-Húmedos: El ciclo de vida de las especies secundarias. En: Cervera, A., Gomez-Pompa, A., Rodríguez, S., Vasquez-Yanes, C. (Eds). *Investigaciones sobre regeneración de selvas altas en Veracruz, México*. Editorial continental. 579-593 pp.
- GÓMEZ-POMPA, A. & C. VÁZQUEZ-YANES. 1985. Estudios sobre la regeneración de selvas calido-húmedo de México. En: Del Amo, S. & Gómez-Pompa A. (Eds) *Investigaciones sobre la regeneración de selvas altas en Veracruz, México II*. Editorial Alhambra Mexicana. 1-27 pp.
- GÓMEZ-POMPA, A. & VÁSQUEZ C. YANES. 1972. The tropical rain forest: a nonrenewable resource. *Science*, 177: 762-765
- GONZÁLEZ, A. L. & SOLORZA, J.H. 2007. Sucesiones experimentales en pastizales con diferente uso y edad de abandono. Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Ciencias. Departamento de Biología. Bogotá, Colombia.

- GONZALEZ, A.L. SOLORZA, J.H. & VARGAS, O. 2007. Sucesiones experimentales en potreros, rasgos de historia de vida y herbivoría. En: o. Vargas (editor) 2007. Estrategias para la restauración ecológica del bosque altoandino. El caso de la Reserva Forestal de Cagua, Cundinamarca. Universidad Nacional de Colombia, Colciencias.
- GOODLAND, R. & H. DALY. 1996. Environmental Sustainability: Universal and Non-Negotiable. *Ecological Applications* 6 (4): 1002-1017.
- GORDON D. & K. THOMAS. 1997. Florida's invasion by nonindigenous plants: screening and regulation. En: Simberloff D. et al. Strangers in paradise, impact and management of nonindigenous species in Florida. Island Press. Washington D.C California. USA pp. 21-37
- GRAHAM, R.D. 1983. Effect of nutrient stress on susceptibility of plants to disease with particular reference to the trace elements. *Advances in Botanical Research* 10:221-276.
- GRIME, J.P. 1979. Plant strategies and vegetation processes. Jhon Wiley & sons Ltd. New York
- GRIME, J.P. 1989. Comparative ecology: a functional approach to common British species. Editorial. Unwin Hyman. London. pp 324-325.
- GRIME, J.P. 1989. Las estrategias de adaptación de las plantas y procesos que controlan la vegetación. Editorial Limusa. México. pp 291
- GROTKOPP, E., M. REJMÁNEK & L. THOMAS. 2002. Toward a causal explanation of plant invasiveness: seedling growth and life-history strategies of 29 Pine (*Pinus*) Species. *The American Naturalist* 159 (4): 396-419.
- GRUBB, P. 1977. The maintenance of species richness in plant communities: the importance of regeneration niche. *Biol. Rev.* 52:107-145
- GUARIGUATA, M. R. 2000. Seed and Seedling Ecology of Tree Species in Neotropical Secondary Forests: Management Implications. *Ecological Applications* 10(1):145-154.
- GUEVARA, S. & C. VÁZQUEZ-YANES. 1985. Caracterización de los grupos ecológicos de árboles de la selva húmeda. En: Del Amo, S. & Gómez-Pompa A. (Eds) Investigaciones sobre la regeneración de selvas altas en Veracruz, México II. Editorial Alhambra Mexicana.
- GUISANDE C. 2006. Tratamiento de datos. Ediciones Díaz de Santos. España. 356p.
- GUREVITCH J., S.M. SCHEINER & G.A. FOX. 2002. The Ecology of Plants. Sinauer Associates. 523 pp.
- GUTIERREZ BONILLA F. 2006. Estado de conocimiento de especies invasoras, propuesta de lineamientos para el control de los impactos. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá, D.C. - Colombia. 156 p.
- HARPER J.L. 1977. Population biology of plants (Academic Press, London). 892p
- HARTLEY MJ, PHUNG HT 1979. Effect of pasture species and grazing on survival of seedling gorse. Proceedings of the 32nd New Zealand Weed and Pest Control Conference: 279-302. Disponible en <http://www.nzpps.org/journal.php>
- HEDEKER, D. & GIBBONS R.D. 2006. Longitudinal Data Analysis. Wiley-Interscience. 360 pp.
- HERMAN, R.K & M. NEWTON. 1968. Tree planting for control of gorse on the Oregon Coast. Forest research Laboratory School of Forestry. Oregon State University Corvallis. 14p
- HERNANDEZ, C., RICARDI, M. & F. TORRES. 1987. Morfología de plántulas de árboles de los bosques del estado de Mérida. Departamento de Biología. Universidad de los Andes. Mérida. Venezuela
- HIGGS, E. 1977. What is good ecological restoration? *Conservation Biology* 11:338-348.
- HIKOSAKA, H., H. NAGASHIMA, Y. HARADA & T. HIROSE. 2001. A simple formulation of interaction between individuals competing for light in a monospecific stand. *Functional ecology*. 15:642-646.
- HILL R.L., A.H. GOURLAY, W.G. LEE & J.B. WILSON. 1996. Dispersal of seeds under isolated gorse plants and the impact of seed-feeding insects. Proc. 49th N.Z. Plant Protection Conf. 1996: 114-118
- HILL R. L., A. H. GOURLAY, AND S. V. FOWLER. 2000. The Biological Control Program Against Gorse in New Zealand. 909 Proceedings of the X International Symposium on Biological Control of Weeds 4-14 July 1999, Montana State University, Bozeman, Montana, USA Neal R. Spencer [ed.]. pp. 909-917 (2000).

- HILL R. L., A. H. GOURLAY & R. J. BARKER. 2001. Survival of *U. europaeus* seeds in the soil at three sites in New Zealand. *New Zealand Journal of Botany*, 39: 235-244
- HOFSTEDE, R., J. GROENENDIJK, R. COPPUS, J. FEHSE & J. SEVINK. 2002. Impact of pine plantations on soils and vegetation in the Ecuadorian High Andes. *Mountain Research and Development* 22: 159-167.
- HOLL, K & R. HOWARTH. 2000. Paying for restoration. *Restoration Ecology* 8(3): 260-267.
- HOLL, K., LOIK, M.E., LINS, E. & I.A SAMUELS. 2000. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: Overcoming barrier to dispersal and establishment. *Restoration Ecology* 8(4): 339-349
- HOLM, L., DOLL, J., HOLM, E., PANCHO, J., & HERBERGER, J. 1997 *Ulex europaeus* L. *World weeds: Natural Histories and Distribution* pp. 880-887. John Wiley & Sons, Inc., Toronto-Canada (ISSG).
- HOLMES P. M. 1988. Implications of alien *Acacia* seed bank viability and germination for clearing. *S. Afr. J. Bot.* 54: 281 – 284
- HOOBBS R.J. & L.F. HUENNEKE. 1992. Disturbance, diversity, and invasion: Implications for conservation. *Conserv. Biol.* 6:324-37.
- HOOBBS, R. & J. A. HARRIS. 2001. Restoration Ecology: Repairing the earth's ecosystems in the new millennium. *Restoration Ecology*. 9(2): 239-246.
- HOOBBS, R. 2007. Setting Effective and Realistic Restoration Goals: Key Directions for Research. *Restoration Ecology* 15(2):354-357
- HOSHOVSKY M. 1989. Element stewardship abstract For *Ulex europaeus*. The Nature Conservancy 1815 North Lynn Street, Arlington, Virginia 22209 (703) 841 5300.
- HOWARD G., C. DONLAN, J. GALVAN, J. RUSSELL, J. PARKES, A. SAMANIEGO, Y. WANG, D. VEITCH, P. GENOVESI, M. PASCAL, A. SAUNDERS & B. TERSHY. 2007. Invasive Rodent Eradication on Islands. *Conservation Biology* 21 (5): 1258-1268
- HOWE, H.F. 1994. Managing species diversity in tallgrass prairies: assumptions and implications. *Conservation Biology* 8:691-704
- HUMPHRIES, J. M., STANGOULIS, J.C.R. & GRAHAM, R.D. 2006. Manganese. En: BARKER, A.V. & PILBEAM, D.J. *Handbook of mineral plant nutrition*. Taylor & Francis Group, p. 351-374.
- HUNT, R. 1990. Basic growth analysis: plant growth analysis for beginners. London, Unwin Hyman. 112 pp.
- IVENS, G. W. 1978 Some aspects of seed ecology of gorse (*Ulex europaeus*) *Proceedings of the 31st New Zealand weed and pest control conference* Ivens 1982. Disponible en <http://www.nzpps.org/journal.php>
- IVENS 1982. Seasonal germination and establishment of gorse. *Proceedings of the 35th New Zealand Weed and Pest Control Conference*, Hamilton, New Zealand (ed. M.J. Hartley), pp. 152-156.
- JACKSON, L. 1992. The role of ecological restoration in conservation biology. In: Fielder and Jains (Eds).
- JAIMES V & SARMIENTO, L. 2002. Regeneración de la vegetación de paramo después de un disturbio Agrícola en la cordillera oriental de Colombia. *Ecotropicos* 15(1):61-74
- JAIMES V. & RIVERA D. 1990. Banco de semillas y tendencias en la regeneración natural de un bosque altoandino en la Región de Monserrate, Colombia. Tesis Departamento de Biología. Universidad Nacional de Colombia.
- JOHANSSON, M.B., I. KÖGEL & W. ZECH. 1986. Changes in the lignin fraction of spruce and pine needle litter during decomposition as studied by some chemical methods. *Soil Biology & Biochemistry* 18 (6): 611-619.
- JUDD, W. S., CAMPBELL, C.S., KELLOG, E.A. & P. S. STEVENS. 1999. *Plant Systematics: A phylogenetic Approach*. Sinauer Associates, Sunderland, USA.
- KADEBA, O. & E.A. ADUAYI. 1985. Litter production, nutrient recycling and litter accumulation in *Pinus caribea* Moroleto var. hondurensis stands in the northern Guinea savanna of Nigeria. *Forest Science* 86 (2): 197-206.
- KENNEDY, D. N. & SWAINE M. D. 1992. Germination and Growth of Colonizing Species in Artificial Gaps of Different Sizes in Dipterocarp Rain Forest. *Philosophical Transactions: Biological Sciences* 335(1275): 357-367.
- KING, P.M., 1981. Comparison of methods for measuring severity of water repellence of sandy soils and assessment of some factors that affect its measurement. *Australian Journal of Soil Research* 19, 275-285
- KIRKBY, E.A. & RÖMHELD, V. 2007. Micronutrients in plant physiology: functions, uptake and mobility. *Proceedings* 543, International Fertility Society, P.O. Box, York YO32 5YS, United Kingdom.

- KIRKBY, E.A. & RÖMHELD, V. 2008a. Micronutrientes en la fisiología de las plantas: funciones, absorción y movilidad (Primera Parte). *Informaciones Agronómicas* 68: 1-6.
- KIRKBY, E.A. & RÖMHELD, V. 2008b. Micronutrientes en la fisiología de las plantas: funciones, absorción y movilidad (Segunda Parte). *Informaciones Agronómicas* 69: 9-14.
- KOLB, A. & M. DIEKMANN. 2005. Effects of life-history traits on responses of plant species to forest fragmentation. *Conservation Biology* 19 (3):929-938
- KRAMER, P.J. 1983. *Water relations of plants*. Academic Press. 489 pp.
- KUNTH 1820. *Nova Genera et Species Plantarum* (quarto ed.)
- KYLE, G.P., BEARD, K.H. & KULMATISKI, A. 2007. Reduced soil compaction enhances establishment of non-native plant species. *Plant Ecology* 193:223-232.
- LAMBERS, H., F.S. CHAPIN III, T.L. PONS. 2008. *Plant Physiological Ecology*. Springer. 610 pp.
- LAUGHLIN D. C. & J.B. GRACE. 2006. A multivariate model of plant species richness in forested systems: old-growth montane forests with a long history of fire. *OIKOS* 114:1
- LAVELLE, P. & A.V. SPAIN. 2003. *Soil Ecology*. Kluwer Academic Publishers. 684 pp.
- LAVERY, P.B. & D.J. MEAD. 1998. *Pinus radiata*: a narrow endemic of North America takes on the world. pp: 432-449. En: Richardson, D.M. (Ed) *Ecology and biogeography of Pinus*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.
- LE MAITRE, D.C. 1998. Pines in cultivation: a global view. pp: 407-413. En: Richardson, D.M. (Ed) *Ecology and biogeography of Pinus*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.
- LEARY J. K., N. V. HUE, P. W. SINGLETON & D. BORTHAKUR. 2006. The major features of an infestation by the invasive weed legume gorse (*Ulex europaeus*) on volcanic soils in Hawaii. *Biol Fertil Soils*: 215-223
- LEDGARG 2006. The effect of competition and use of fertilizer on the seedling emergence of introduced gorse (*Ulex europaeus*) and scotch broom (*Cytisus scoparius*) New Zealand Plant protection 59:8-11. Disponible en <http://www.nzpps.org/journal.php>
- LEE, W. G., ALLEN, R. B. & P. N. JOHNSON. 1986. Succession and dynamics of gorse (*Ulex europaeus* L.) communities in the Dunedin Ecological District South Island, New Zealand. *New Zealand Journal of Botany* 24:279-292.
- LEK M.A., V.T. PARKER & R.L. SIMPSON. 1989. *Ecology of soil banks*. Academia Press Inc.
- LEÓN, S.T. & C.A. SUÁREZ. 1997. Efectos sobre el suelo de plantaciones comerciales de *Pinus patula* y *Eucaliptus grandis* en crecimiento. Informe preliminar del componente suelo y aguas del proyecto evaluación del impacto ambiental de las plantaciones forestales en Colombia. Conif – Minambiente. Bogotá D.C.
- LEÓN O., A. DÍAZ, & O. VARGAS. 2007. Generación de doseles: un primer paso para la restauración ecológica. En: Vargas, O. & Grupo de Restauración Ecológica (Eds.). *Estrategias para la restauración ecológica del bosque altoandino: el caso de la reserva forestal de Cogua, Cundinamarca*. Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Ciencias. Departamento de Biología. 136-145 pp.
- LEÓN, O. A. & O. VARGAS. 2007. Guía metodológica para la restauración ecológica de áreas con plantaciones de pinos. En: *Guía Metodológica para la Restauración ecológica del bosque altoandino*. Grupo de Restauración ecológica Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Ciencias. Bogotá.
- LEÓN, O.A., 2007. Experimentos de restauración ecológica en plantaciones de *Pinus patula*. pp: 296-335. En: *Restauración Ecológica del bosque altoandino, estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores del embalse de Chisacá (Localidad de Usme, Bogotá D.C.)*. Vargas, O & Grupo de restauración ecológica (Ed) Universidad Nacional de Colombia, Acueducto de Bogotá, Jardín Botánico y Secretaría Distrital de Ambiente.
- LEÓN, S.T. & C.A. SUÁREZ. 1998. Efectos de Plantaciones Forestales sobre suelo y agua. Serie Técnica No. 40 CORPORACIÓN NACIONAL DE INVESTIGACIÓN Y FOMENTO FORESTAL (CONIF). Programa CONIF – MINAMBIENTE sobre Evaluación del Impacto ambiental de las plantaciones forestales en Colombia. Bogotá D.C.
- LOCKWOOD, M. HOOPES & M. MARCHETTI. 2007. *Invasion ecology*. Blackwell Publishing. Malden, Massachusetts.
- LOEHLE, C. 2000. Strategy Space and the Disturbance Spectrum: A life- History Model for tree Species Coexistence. *The American Naturalist* 156(1): 14-33

- LOWE S., BROWNE M., BOUDJELAS S. & DE POORTER M. 2000. 100 of the World's worst invasive Alien species A selection from the global invasive species database. Publicado por el Invasive Species Specialist Group (ISSG), grupo de especialistas de las IUCN. Versión electrónica disponible en www.issg.org/booklet.pdf
- LUGO, A. 1992. Tree plantations for rehabilitating damaged forest lands in the tropics. pp: 247-255. En: Mohan, K. Ecosystem rehabilitation, vol 2: Ecosystem analysis and synthesis.
- LUKEN, 1990. Successional management: an introduction & obtaining information on succession En: Directing ecological successions. Chapman and Hall pp 1-8
- LYNCH, D. 2001. Financial results of ponderosa pine forest restoration in southwestern Colorado.
- LYNCH, D. & K. MACKES. 2003. Cost for reducing fuels in Colorado Forest Restoration Projects. USDA Forest Service.
- MACCARTER, L.E. & GAYNOR, D. L. 1980 Gorse: a subject for Biological Control in New Zealand. N.Z. Journal of Experimental Agriculture (8) 321-330.
- MANKIW, G. 2002. Principios de economía. McGraw-Hill Interamericana de España. Segunda edición.
- MARON, J. R. L. JEFFERIES. 1999. Bush lupine mortality, altered resource availability and alternative vegetation states. Ecology (80) No 2 443-454.
- MARON. J.L & P.G CONNORS 1996. A native nitrogen-fixing shrubs facilitates weed invasion. Oecologia 105:302-312.
- MATHER, A. (Ed) 1993. Afforestation: Policies, planning and progress. Belhaven Press. London.
- MATTHEWS S & K. BRAND. 2005. Sudamérica invadida: el creciente peligro de las especies exóticas invasoras. <http://www.conabio.gob.mx/invasoras/index.php/Documentos>
- McALPINE K. & S. TIMMINS. 2002. The effect of fire on bone – seed and gorse germination. Science and research Unit, Dept. of conservation. Wellington. En: <http://www.doc.govt.nz/upload/documents/science-and-technical/SciencePoster56.pdf>
- MCCOOK, L. 1994. Understanding ecological community succession: causal models and theories
- MCLAUGHLIN S. B. & R. WIMMER. 1999. Tansley Review No. 104 Calcium Physiology and Terrestrial Ecosystem Processes. New Phytologist, 142 (3): 373-417
- MELO O, O., LÓPEZ LA., MELO S. 2007. Diseño en parcelas Divididas y Subdivididas. En: Diseño de experimentos. Métodos y aplicaciones. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá. 668p.
- MENDOZA, J. & A. ETTER. 2002. Multitemporal analysis (1940 – 1996) of land cover changes in the southwestern Bogotá Highplain (Colombia). Landscape and Urban planning 59: 147-158.
- MILLENER L. H. 1961. Day-Length as Related to Vegetative Development in *Ulex europaeus* L. I. The Experimental Approach. New Phytologist, Vol. 60, No. 3. (Oct., 1961), pp. 339-354.
- MINISTERIO DE AMBIENTE, VIVIENDA Y DESARROLLO TERRITORIAL. 2003. Metodologías para la valoración económica de bienes y servicios ambientales y recursos naturales.
- MMA (Ministerio de Medio Ambiente). 2000b Brezales secos europeos. Disponible en http://www.mma.es/secciones/biodiversidad/rednatura2000/documentos_rednatura/pdf/4030.pdf
- MMA (Ministerio de Medio Ambiente). 2000a. Brezales secos atlánticos costeros de Erica vagans. Disponible en http://www.mma.es/portal/secciones/biodiversidad/rednatura2000/documentos_rednatura/brezales_matorrales.htm.
- MONTENEGRO, A. L. & O. VARGAS. 2005. Estrategias de regeneración del banco de semillas en una comunidad de bosque alto andino secundario. En: A. Bonilla (Ed). Estrategias adaptativas de plantas del bosque alto andino en la Cordillera Oriental de Colombia. Bogotá.
- MONTENEGRO, A.L. & O. VARGAS. 2007. Atributos vitales de especies leñosas en tres tipos de bordes de bosque altoandino. En: Vargas, O. & Grupo de Restauración Ecológica (Eds.). Estrategias para la restauración ecológica del bosque altoandino: el caso de la reserva forestal de Cogua, Cundinamarca. Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Ciencias. Departamento de Biología. 182-199 pp.
- MONTENEGRO, A. L. & O. VARGAS. 2008. Atributos vitales de especies leñosas en borde de bosque altoandino de la Reserva Forestal de Cogua (Colombia). Rev. Biol. Trop. 58(2):705-720.
- MOONEY H.A., WINNER W. E. & PELL E. J. (Eds.). 1991. Response of plants to multiple stresses. Academic Press, Inc. New York.

- MORA, F. & VARGAS, O. 2007. La restauración ecológica, definiciones y dimensiones. En: Vargas, O. & Grupo de Restauración Ecológica (Eds). Estrategias para la restauración ecológica del bosque altoandino, El caso de la Reserva Forestal Municipal de Coga, Cundinamarca. Universidad Nacional de Colombia, Departamento de Biología, Colciencias.
- 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: Restauración ecológica del bosque altoandino. Estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores del Embalse de Chisacá (Localidad de Usme, Bogotá D.C.). Universidad Nacional de Colombia, Acueducto de Bogotá, Jardín Botánico y Secretaría Distrital de Ambiente. Vargas, O y Grupo de Restauración Ecológica editores. 516p.
- MORAL, R. & L.R ROZZELL. 2005. Long-term effects of *Lupinus lepidus* on vegetation dynamics at Mount St. Helens.
- MORRIS, W.F & D. WOOD. 1989. The role of lupine in succession on Mount St Helens: Facilitation or inhibition. Ecology 70(3) 697-703.
- MOSS, G.R. 1959. The gorse seed problem. Proceedings of the 12th New Zealand Weed and Pest Control Conference, Tauranga, New Zealand, pp. 59-64. Disponible en <http://www.nzpps.org/journal.php>
- MOU P., T. J. FAHEY & J. W. HUGUES 1993. Effects of Soil Disturbance on Vegetation Recovery and Nutrient Accumulation Following Whole-Tree Harvest of a Northern Hardwood Ecosystem. The Journal of Applied Ecology, 30 (4): 661-675
- NEW T.R. 2000. Conservation Biology. An introduction for southern Australia. Oxford University Press. Victoria. Australia.
- NOBLE, I.R. & SLATYER, R.O. 1980. The use of vital attributes to predict successional changes in plant communities subject to recurrent disturbances. Vegetatio 43: 5-21.
- OJASTI J. 2001. Estudio sobre el estado actual de las especies exóticas. Estrategia regional de biodiversidad para los países del trópico andino. Convenio de cooperación técnica Comunidad andina - Banco Interamericano de Desarrollo. Caracas - Venezuela. http://i3n.iabin.net/documents/pdf/progress_peru_biodiv_andina.pdf
- ORGANIZACIÓN DE LAS NACIONES UNIDAS PARA LA AGRICULTURA Y LA ALIMENTACIÓN (FAO). 2007. Situación de los bosques del mundo. Roma.
- OROZCO, N. 2007. Crecimiento y desarrollo de cuatro especies nativas en el corredor ripario potrerizado del río Chisacá, sector capilla del Hato - Localidad de Usme. Bogotá D.C. Estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores del embalse de Chisacá localidad de Usme, Bogotá D.C. O. Vargas, Grupo de restauración ecológica Universidad Nacional de Colombia (eds.). Bogotá.
- OSORIO, N.W 2002. Análisis de suelos. Universidad Nacional de Colombia. Disponible en <http://www.unalmed.edu.co/~esgeocien/documentos/muestreo.pdf>
- OTAVO, R.E. 2002. Algunas consideraciones sobre la controversia de la reforestación con especies introducidas en Colombia. Corporación Nacional de Investigación y Fomento Forestal. Bogotá.
- PALANIAPPAN, V.M., R.H., MARS & D. BRADSHAW. 1979. The effect of *Lupinus arboreus* on the nitrogen status of China Clay Wastes. Journal of applied ecology. 16:825-831
- PÁRAMO, G. 2003. Paisajes de las áreas rurales del distrito capital de Bogotá. Perez-Arbelaez 14:25-71.
- PARITSIS, J. & M.A. AIZEN. 2008. Effects of exotic conifer plantations on the biodiversity of understory plants, epigeal beetles and birds in *Nothofagus dombeyi* forests. Forest Ecology and Management 225: 1575-1583.
- PARK S.E. 2003 The theory and application of plant competition models: an agronomic perspective. Annals of Botany 92:741-748.
- PARKER, V. T. 1997. The scale of the sucesional models and restoration objectives. Restoration Ecology 5(4): 301-306
- PATERSON, R.T.; SAUMA, G.; SAMUR, C.; JUSTINIANO, C. 1984. Leguminosas como cultivos anuales de cobertura en la época seca en Santa Cruz, Bolivia. Produccion Animal Tropical 9(4):326-336
- PEARSON, T. R. H., BURSLEM, D. F., MULLINS, C. E. & J. W. DALLING. 2003. Functional Significance of Photoblastic Germination in Neotropical Pioneer Trees: A Seed's Eye View. Functional Ecology 17 (3): 394-402.
- PEET, R.K. 1992. Community structure and ecosystem function. En: Glenn-Lewin, D., Peet, R., Veblen, T. (Eds). Plant succession: Theory and prediction. Chapman & Hall.

- PÉREZ-BEDMAR M. & V. SANZ PÉREZ. 2007. Educación ambiental y especies exóticas: desde las normativas globales hasta las acciones locales. Revista Ecosistemas, revista científica y técnica de ecología y medio ambiente. Año XVI N° 3 / 2007 Septiembre – Diciembre
- PETERSON CH. HAINES, B. 2000. Early successional patterns and potential facilitation of woody plant colonization by rotting logs in premontane Costa Rica pastures. Restoration Ecology (8):4 361-369
- PFADENHAUER, J. 2001. Some remarks on the socio-cultural background of restoration ecology. Restoration Ecology 9: 220-229.
- PICKETT, S. T. A. 1976. Succession: An Evolutionary Interpretation. The American Naturalist 110 (971): 107-119.
- PICKETT, S. T. A., S. L. COLLINS Y J. J. ARMESTO, 1987. A hierarchical consideration of causes and mechanisms of succession. Vegetatio 69: 109-114.
- PICKETT, S.T. & P. WHITE. 1985. The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic Press. New York. 472pp
- PICKETT, STA; SL COLLINS & JJ ARMESTO. 1987. Models, mechanisms and pathways of succession. Botanical Reviews 53:335-371.
- PINDYCK, R. & D. RUBINFELD. 1995. Microeconomía. Prentice Hall. Internacional UK.
- PINILLA, A.G. & C.A. SUÁREZ. 1998. Efectos de Plantaciones Forestales sobre fauna y flora. Serie Técnica No. 41 CORPORACIÓN NACIONAL DE INVESTIGACIÓN Y FOMENTO FORESTAL (CONIF). Programa CONIF – MINAMBIENTE sobre Evaluación del Impacto ambiental de las plantaciones forestales en Colombia. Bogotá D.C.
- PINZÓN. L. & O. VARGAS. 2007. Evaluación de la predación de semillas en la región del embalse de chisacá Luisa Fernanda Pinzón Pérez. Estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores del embalse de Chisacá localidad de Usme, Bogotá D.C. O. Vargas, Grupo de restauración ecológica Universidad Nacional de Colombia (eds.). Bogotá.
- PONCE DE LEON & ASOCIADOS. INGENIEROS CONSULTORES. 2005. Estudios, formulación, diseños detallados y desarrollo del plan de manejo ambiental de los predios asociados al sistema de abastecimiento sur y de la cuenca alta del río Tunjuelo. Capítulo 8.2. Proyecto de investigación para el control de la dispersión de las especies invasoras retamo espinoso (*Ulex europaeus* L.) y acacia (*Acacia decurrens*). Informe final. Bogotá
- PONCE DE LEÓN Y ASOCIADOS S.A. 2005. Capítulo no 8.1. Cobertura vegetal y uso actual de la tierra de la cuenca alta del río Tunjuelo. En: Estudios, formulación, diseños detallados y desarrollo del plan de manejo ambiental de los predios asociados al sistema de abastecimiento sur y de la cuenca alta del río Tunjuelo. Consultoría No. 1-02-25100-655-2003. Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá.
- POPAY AI, ALLEN CJ, EDMONDS DK, LYTTLE LA, PHUNG HT 1990. Effect of pasture species, lime and fertilizer on gorse seedling regeneration. Proceedings of the 43rd New Zealand Weed and Pest Control Conference: 170-173. Disponible en <http://www.nzpps.org/journal.php>
- POSADA, J. M., T. M. AIDE & J. CAVELIER. 2000. Cattle and Weedy Shrubs as Restoration Tools of Tropical Montane Rainforest. Restoration Ecology, 8 (4): 370-379.
- PRIETO, A. 1994. Análisis estructural y florístico de la vegetación de la isla Mocagua, río Amazonas. Trabajo de grado. Departamento de Biología, Universidad Nacional de Colombia. Bogotá.
- PUNTES, A & M. BASANTE 2002. Architecture of *Ulex europaeus*: changes in the vertical distribution of organs in relation to plant height and season. Journal of vegetation science 13:793-802.
- PULLIN A.S. 2002. Conservation Biology. Cambridge University Press. U.K.
- PYWELL, R. F., BULLOCK, J. M., ROY, D. B., WARMAN, L., WALKER, K.J. & P. ROTHERY. 2003. Plant traits as predictors of performance in ecological restorations. Journal of Applied Ecology 40:65-77
- QIMING L; M. K. SCHNEIDER; J. W. PITCHFORD. 2008. Individualism in plant populations: Using stochastic differential equations to model individual neighbourhood-dependent plant growth. Theoretical Population Biology 74: 74–83
- RADOSEVICH, S & J. HOLT 1984. Limiting factors and physiological responses to competition. En Weed ecology: implications for vegetation management. New York : Wiley, pp140- 147.
- RANGEL J.O. & VELÁSQUEZ, A. 1997. Métodos de estudio de la vegetación, en J.O. Rangel, P.D. LOWEY y AGUILAR, M. Diversidad Biótica II. Bogotá.

- REES, M. & R.L. HILL. 2001. Large-scale disturbances, biological control and the dynamics of gorse populations. *Journal of applied Ecology* 38:364-377.
- REIS, A. & TRES, D. R. 2007. Recuperación de áreas degradadas: la función de la nucleación. In: II Seminário Internacional de Restauración Ecológica, 2007, Santa Clara, Cuba. Anais do II Seminário Internacional de Restauración Ecológica, 2007.
- REJMÁNEK, M. & D.M. RICHARDSON. 1996. What attributes make some plant species more invasive? *Ecology* 77 (6): 1655-1661.
- RENISON, D., CINGOLANI, A.M., SUAREZ, R., MENOYO, E., COUTSIERS, C., SOBRAL, A., & HENSEN, I. 2005. The restoration of degraded mountain forests: effects of seed provenance and microsite characteristics on *Polylepis australis* seedling survival and growth in Central Argentina. *Restoration Ecology* 13:129-135.
- RICHARDS, P.W. 1952. The tropical rain forest. Cambridge. University Press. Cambridge. 454 pp. Citado en Macario, P.A. García, E. Aguirre, J.R. & Hernández, E. Regeneración natural de especies arbóreas en una selva perennifolia perturbada por extracción forestal. *Acta Botánica Mexicana* (1995) 32:11-23. México D.F. México.
- RICHARDSON R.G & R.L HILL 1998. The biology of Australian weeds 34. *Ulex europaeus* L. *Plant Protection Quarterly* 13:46-58.
- RICHARDSON, D.M. & M. REJMÁNEK. 2004. Conifers as invasive aliens: a global survey and predictive framework. *Diversity and Distributions*, Special Issue: Plant Invasion Ecology 10 (5/6): 321-331.
- RICHARDSON, D.M. & S.I. HIGGINS. 1998. Pines as invaders in the southern hemisphere. pp: 450-473. En: Richardson, D.M. (Ed) *Ecology and biogeography of Pinus*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.
- RICHARDSON, D.M. & W.J. BOND. 1991. Determinants of plant distribution: evidence from Pine invasions. *The American Naturalist* 137 (5): 639-668.
- RICHARDSON, D.M. 1998. Forestry Trees as Invasive Aliens. *Conservation Biology* 12 (1): 18-26.
- RICHARDSON, D.M., P.A. WILLIAMS & R.J. HOBBS. 1994. Pine invasions in the southern hemisphere: determinants of spread and invadability. *Journal of Biogeography* 21 (5): 511-527.
- RÍOS, H. F. 2002. Eliminación del Retamo espinoso - *Ulex europaeus* L. (Fabaceae), como estrategia experimental de restauración de la vegetación en el Cerro de Monserrate. Tesis de Grado. Departamento de Biología. Universidad Nacional de Colombia
- RÍOS H.F. 2005. Guía técnica para la restauración ecológica de áreas afectadas por especies vegetales invasoras en el Distrito Capital. Subdirección Científica Grupo de Ecología de la Restauración. Jardín Botánico de Bogotá José Celestino Mutis. Bogotá.
- RÍOS, H.F. 2006. Producción de estructuras reproductivas de *Ulex europaeus* y *Teline monspessulana* en tres tipos de vegetación en el Cerro de Monserrate, Bogotá, D.C. – Colombia. *Revista Pérez Arbelaeza* No 17 diciembre de 2006
- RÍOS, H. F. & O. VARGAS. 2003. Ecología de las especies invasoras. *Perez-Arbelaeza* 14: 119-148.
- ROBSON, A.D., HARTLEY, R.D. & JARVIS, S.C. 1981. Effect of cooper deficiency on phenolic and other constituents of wheat cell walls. *New Phytologist* 89: 361-373.
- RODRIGUEZ J. 2001. La amenaza de las especies exóticas para la conservación de la biodiversidad Suramericana. *Interciencia* 26 (10): 479-483
- RODRÍGUEZ, N. & 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: Restauración ecológica del bosque altoandino. Estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores del embalse de Chisacá. Vargas, O. & Grupo de Restauración Ecológica (Eds). Universidad Nacional de Colombia, Acueducto de Bogotá, Secretaría de Ambiente, Jardín Botánico de Bogotá José Celestino Mutis. Bogotá. pp 181-198.
- ROFF, D. 1992. The evolution of life histories: Theory and analysis. Chapman & Hall. 535 pp.
- RÖSCH, H., M.W. VAN ROOYEN & G. K. THERON. 1997. Predicting competitive interactions between pioneer plant species by using plant traits. *Journal of Vegetation Science* 8: 489-494
- RUESINK J., H. LENIHAN, A. TRIMBLE, K. HEIMAN, F. MICHELI, J. BYERS & M. KAY. 2005. Introduction of non-native oysters: Ecosystem Effects and Restoration Implications. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 36:643-89
- RUIZ G.M, RAWLINGS T.K, DOBBS F.C, DRAKE L.A, MULLADY T., HUQ A. & COLLWEL R.R. 2000. Global spread of microorganism by chips. *Nature* 408:49-50.

- SAKAI, A., F. W. ALLENDORF, J. S. HOLT, D. M. LODGE & otros. 2001. The population biology of invasive species. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 32: 305-332.
- SALAMANCA, B. & G. CAMARGO. 2000. Convenio DAMA- FUNDACIÓN BACHAQUEROS. Protocolo Distrital de restauración de ecosistemas. Convenio DAMA. Bogotá.
- SÁNCHEZ-TAPIA A Y O. VARGAS. 2007. Efecto del sombreado artificial sobre el retamo espinoso (*Ulex europaeus* L.) en el Embalse de Chisacá. Localidad de Usme, Bogotá D.C. pp 368-382. En: Estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores del Embalse de Chisacá (Localidad de Usme, Bogotá D.C.). Universidad Nacional de Colombia, Acueducto de Bogotá, Jardín Botánico y Secretaría Distrital de Ambiente. Vargas, O y Grupo de Restauración Ecológica editores. 516p.
- SANTA CATALINA ISLAND CONSERVANCY. 1997. Management plan for the control and eradication of wildland weeds. Ecological Restoration Department. <http://www.catalinaconservancy.org/er/weeds/weedplan.htm>
- SCOTT, D.F. 2000. Soil wettability in forested catchments in South Africa; as measured by different methods and as affected by vegetation cover and soil characteristics. *Journal of Hydrology* 231-232 : 87-104
- SHER, A.A & L.A. HYATT 1999. The disturbed resource-flux invasion matrix: a new framework for patterns of plant invasion. *Biological invasions* 1: 107-114.
- SIXTUS, C.R., HILL, G.D. & R.R. SCOUT. 2003. The effect of temperature and scarification method on gorse (*Ulex europaeus*) seed germination. *New Zealand plant protection* 56: 201-205
- SKIPPER, E.G. 1922 The ecology of the gorse with special reference to the growth forms on hillhead common. *Journal of Ecology*(10): 24-52.
- SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION (SER) International, Grupo de trabajo sobre ciencias y políticas. 2004. Principios de SER internacional sobre la restauración ecológica. www.ser.org y Tucson: Society for Ecological Restoration.
- SOKAL RR, ROHLF FJ, 1995. *Biometry*, 3rd ed. New York: Freeman.
- SOUZA, F. M. & J. F BATISTA. 2004. Restoration of seasonal semideciduous forests in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. *Forest Ecology and Management* 191: 185-200
- SPSS for Windows, Rel. 11.0.1. 2001. Chicago: SPSS Inc.
- STEARNS, S. 1992. The evolution of life histories. Oxford University Press. 249 pp.
- STERCK F. J.; F. SCHIEVING; A. LEMMENS & T. L. PONS. 2005. Performance of trees in forest canopies: explorations with a bottom-up functional-structural plant growth model. *New Phytologist* 166 : 827-843
- STOKES. K.E, J.M BULLOCK & R. WATKINSON. 2004. Population dynamics across a parapatric range boundary: *Ulex galli* and *Ulex minor*.
- TAIZ, L. & ZEIGER, E. 1998. *Plant Physiology*. Sinauer Associates Inc., Publishers. Massachusetts. 705pp.
- THOMPSON, A. 1974. The effect of fertilizers and pasture competition on gorse growth and establishment. En *Proc. 27th N.Z. Weed and Pest Control Conference*. Disponible en <http://www.nzpps.org/journal.php>. pp. 6-10
- TILMAN D. 1990. Mechanisms of plant competition for nutrients: The elements of a predictive theory of competition. En: *Perspectives on plant competition*. Grace, J.B. & D. Tilman (Ed) Pp27-40 in J. Academic Press, San Diego, California.
- TOLEDO-ACEVES, T. & M.D. SWAINE. 2008. Biomass allocation and photosynthetic responses of lianas and pioneer tree seedlings to light. *Acta oecologica* 34: 3 8-4 9
- TREMEL, D.C & F. A BAZZAZ 1993. How neighbor canopy architecture affects target plant performance. *Ecology* 74:2114-2124.
- TRES, D. R. ; REIS, A. 2007. La nucleación como propuesta para la restauración de la conectividad del paisaje. In: II Seminario Internacional de Restauración Ecológica, 2007, Santa Clara, Cuba. Anais do II Simposio Internacional de Restauración Ecológica, 2007.
- TRESEDER K. K. & P. M. VITOUSEK 2001. Effects of soil nutrient availability on investment in acquisition of n and p in hawaiian rain forests. *Ecology*, 82(4): 946-954
- TRUJILLO, L. 2007. Evaluación de la regeneración natural y sobrevivencia de especies nativas en parcelas experimentales dentro de potreros. En: *Restauración ecológica del bosque altoandino. Estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores*

- del embalse de Chisacá. Vargas, O. & Grupo de Restauración Ecológica (Eds). Universidad Nacional de Colombia, Acueducto de Bogotá, Secretaría de Ambiente, Jardín Botánico de Bogotá José Celestino Mutis. Bogotá. pp 402 -424
- TU, M., HURD, C. & J.M. RANDALL. 2001. Weed Control Methods Handbook, The Nature Conservancy, <http://tncweeds.ucdavis.edu>
- TWISK, J.W.R. 2003. Applied Longitudinal Data Analysis for Epidemiology: A Practical Guide. Cambridge: Cambridge University Press. 318 pp.
- UICN. 1999. Especies Invasoras exóticas, recomendaciones. Cuarta Reunión del Órgano Subsidiario de Asesoramiento Científico, Técnico y Tecnológico. Montreal, Canadá, del 21 al 25 de junio de 1999. <http://www.humboldt.org.co/humboldt/homeFiles/biologia/UICN%20spp%20invasoras.pdf>
- UT RASTROJO A ESCALA HUMANA - INSAT. 2009. Informe de diagnostico físico-biótico y social para la formulación del plan de Manejo Ambiental del Parque Ecológico de Montaña La Regadera.
- UNIVERSIDAD DISTRITAL FRANCISCO JOSÉ DE CALDAS. 2006. Caracterización y articulación de la dinámica de operación de los actores en la Localidad de Usme para su proyección e incorporación en la agrored. Convenio Interadministrativo 010 – 05 UD-FDLU. Facultad de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- URREGO, J.B. 1996. La reforestación con coníferas y sus efectos sobre la acidificación, podsolización y pérdida de fertilidad de los suelos. Investigación Forestal. Informe de investigación No. 171 Smurfit Cartón de Colombia.
- VALLADARES, F., HERNÁNDEZ, L. G., DOBARRO, I., GARCÍA-PÉREZ, C., SANZ R. & PUGNAIRE, F. I., 2003. The ratio of leaf to total photosynthetic area influences shade survival and plastic response to light of green-stemmed leguminous shrub seedlings. *Annals of Botany* 91:577-584.
- VAN DER HAMMEN, T. 1998. Plan ambiental de la Cuenca Alta del Río Bogotá. Análisis y orientaciones para el ordenamiento ambiental. 142 pp. Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca, CAR (Bogotá).
- VAN DER VALK, A. G. 1992. Establishment, colonization and persistente. En: Glenn-Lewin, D., Peet, R. & T., Veblen (Eds). *Plant succession: Theory and prediction*. Chapman & Hall.
- VAN WESENBEECK, B., T. VAN MOURICK, J. DUIVENVOORDEN & A. CLEEF. 2003. Strong effects of a plantation with *Pinus patula* on Andean subpáramo vegetation: a case of study from Colombia. *Biological conservation* 114: 207-218.
- VANKAT, J. & ROY. D. 2002. Landscape invisibility by exotic species. En: *Applying landscape ecology in biological conservation*. K Gutzwiller (ed.) N.Y. pp 58 – 82.
- VARELA, M. 2003. Efecto de diferentes tamaños de claros experimentales sobre el proceso de sucesión en un pastizal del embalse de San Rafael (La Calera – Cundinamarca). Trabajo de grado. Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Ciencias. Departamento de Biología. Bogotá.
- VARGAS, O. 2000. Sucesión-regeneración del páramo después de quemas. Trabajo de grado Magister Biología - Línea Ecología. Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Ciencias. Departamento de Biología. Bogotá.
- VARGAS J.O 2007. Guía metodológica para la restauración ecológica de áreas invadidas por el retamo espinoso. En: *Guía Metodológica para la restauración ecológica del bosque altoandino*. Universidad Nacional de Colombia, Acueducto de Bogotá, Jardín Botánico y Secretaría Distrital de Ambiente. Vargas, O y Grupo de Restauración Ecológica editores.
- VARGAS, O. (Ed) 2007a. Restauración Ecológica del bosque altoandino. Estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores del embalse de Chisacá (Localidad de Usme, Bogotá D.C). Universidad Nacional de Colombia, Acueducto de Bogotá, Jardín Botánico y Secretaría Distrital de Ambiente.
- VARGAS, O. & F. MORA. 2008. La restauración ecológica su contexto, definiciones y dimensiones. En: *Estrategias para la restauración ecológica del bosque altoandino. El caso de la Reserva forestal municipal del Cogua, Cundinamarca*. Vargas, O. & Grupo de Restauración ecológica (Eds) Universidad Nacional de Colombia. Bogotá
- VARGAS, O., A. DÍAZ, L. TRUJILLO, P. VELASCO, R. DÍAZ, O. LEÓN, A. MONTENEGRO. 2007. Barreras para la restauración ecológica. En: *Estrategias para la restauración ecológica del bosque altoandino*. Universidad Nacional de Colombia – Conciencias. Bogotá. O. Vargas y Grupo de Restauración ecológica (ed.)
- VARGAS-PARRA, L. & A. VARELA. 2007. Producción de hojarasca en un bosque de niebla en la Reserva Natural La Planada (Nariño, Colombia). *Pontificia Universidad Javeriana. Universitas Scientiarum* 1(12): 35-49

- VÁZQUEZ-YANES C. BUTIS, A.I. ALCOCER, M.I. GUAL, M & C.1999. Proyecto J-089-CONABIO. Árboles y arbustos nativos potencialmente valiosos para la restauración ecológica y la reforestación. Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México. México D.F. México
- VAZQUEZ-YANES, C. & A. OROZCO-SEGOVIA. 1982. Longevidad, latencia y germinación de las semillas de *Verbesina greenmanii*: efecto de la calidad de la luz. Turrialba 32: 457-462.
- VÁZQUEZ-YANES, C. & A. OROZCO-SEGOVIA. 1987. Fisiología ecológica de semillas en la estación biológica tropical "Los Tuxtlas" Veracruz, Mexico. Rev. Biol.Trop. 35 (1): 85-96.
- VILÁ M. 1999. Efectos de la introducción de especies vegetales den el funcionamiento de los ecosistemas terrestres. Montes 55:26-30.
- VITOUSEK, P.M., H.A. MOONEY, J. LUBCHENCO, & J.M. MELILLO. 1997. Human domination of earth's ecosystems. Science, New Series 277 (5325): 494-499.
- WARD N & MASTERS G. 2007. Linking climate change and species invasion: an illustration using insect herbivores. Global Change Biology (13), 1605-1615.
- WHISENANT, S.G. 1999. Repairing Damaged Wildlands: A Process-Oriented, Landscape-Scale Approach. Cambridge University Press.
- WHITE, P.S. 1979. Pattern process and natural disturbance in vegetation. Botanical review 45: 229-299.
- WHITMORE, T. C. 1989. Canopy Gaps and the Two Major Groups of Forest Trees. Ecology 70(3):536-538.
- WILSON, H. D. 1994. Regeneration of native forest on Hinewai Reserve, Banks Peninsula. New Zealand Journal of Botany 32: 373-383.
- WITKOWSKI, E & GARNER R. 2000. Spatial distribution of soil seed banks of the African savanna woody species at two contrasting sites. Plant ecology 149: 91-106.
- WRIGTH, J., L. OSORIO & W. DVORAK. 1995. Recent developments in a tree improvement program whit *Pinus patula* in Colombia. Forest ecology and management 72: 229-234.
- YARRANTON, G. A. & MORRISON, R. G. 1974. Spatial dynamics of a primary succession: nucleation. Journal of Ecology 62 (2): 417-428.
- YURKONIS K., S. MEINERS & B. WACHHOLDER. 2005. Invasion impacts diversity through altered community dynamics. Journal of Ecology (93), 1053-1061
- 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: Restauración ecológica del bosque altoandino. Estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores del Embalse de Chisacá (Localidad de Usme. Bogotá D.C.). Universidad Nacional de Colombia, Acueducto de Bogotá, Jardín Botánico y Secretaría Distrital de Ambiente. Vargas, O y Grupo de Restauración Ecológica editores. 516p.
- ZABALETA A. & O. VARGAS. 2007. Expresión *In situ* del banco de semillas germinable de *Ulex europaeus* y su relación con la estructura de los matorrales. En: Estrategias para la Restauración Ecológica del Bosque altoandino: El caso de la Reserva Forestal de Cogua, Cundinamarca. Conciencias – Universidad Nacional de Colombia. Vargas, O y Grupo de Restauración Ecológica editores. 296p.
- ZABKIEWICZ, J. A. & GASKIN, R. E. 1978. Effect of fire on gorse seeds Proceeding of the 31st New Zealand weed and pest control conference
- ZAR, J. 1999. Biostatistical analysis. 4 Edition. Prentice Hall. 663 pp.
- ZUÑIGA, R.A. 1986. Disponibilidad de microelementos en suelos de Usme. Tesis de grado. Facultad de Agronomía. Universidad Nacional de Colombia.



