

# BIOTA COLOMBIANA

ISSN impreso 0124-5376  
 ISSN digital 2539-200X  
 DOI 10.21068/c001

Volumen 18 • Suplemento 1 • Enero - junio de 2017

Alianzas para la restauración de ecosistemas - Areas naturales de bosque seco tropico

en el Valle

un paisaje

escala de

piloto de

ganadería

conectivida

Mugroso,

Colombia

del mator

Forestaci

condicion

restaurac

Cauca, C

estratific

de las cañ

nucleació

en el norte

ecológica

Chisacá y

- Banco d

invasor en un ecosistema zonal de bosque altoandino, Colombia - Forestació

- Lectura c

nimiento mult

Experienc

gradada po

ernativas c

as Curubita

l de Bogotá

en bore

Colombia

ancia de la

izas para

en el Valle d

e un paisa

multi-esc

cia piloto c

or ganader

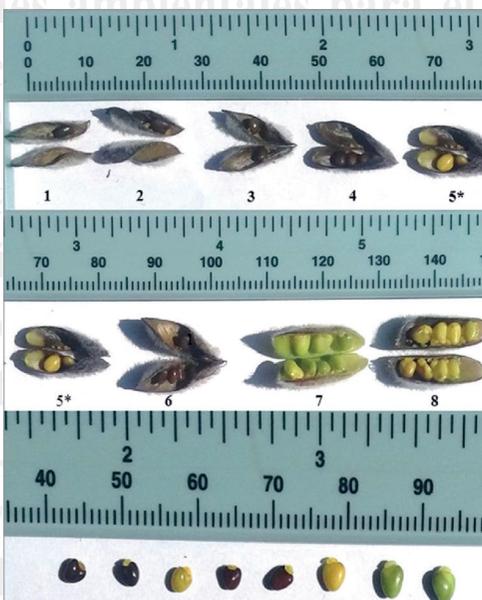
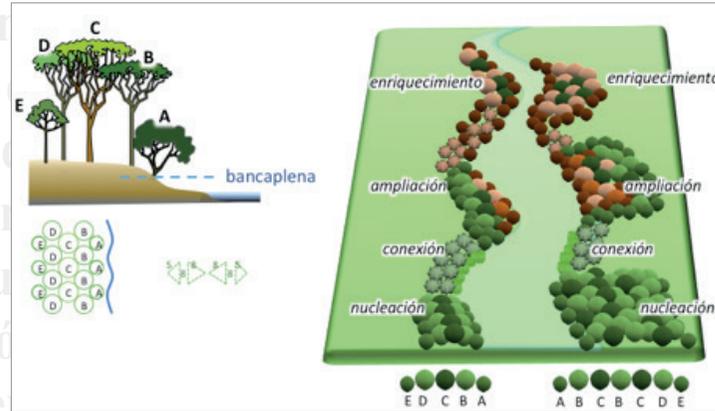
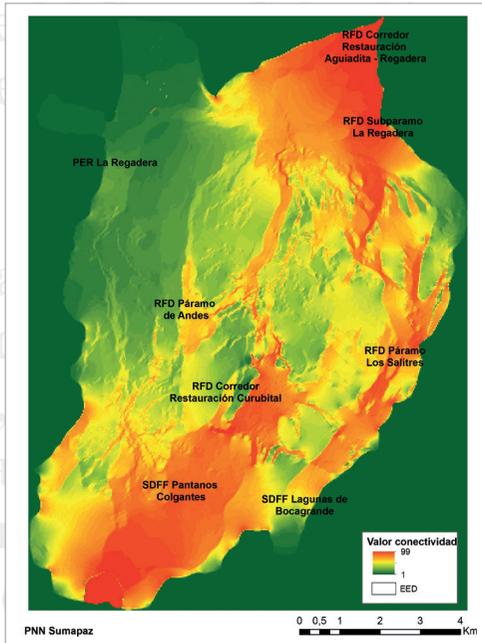
conectivida

al, Mugros

), Colomb

del matorr

Forestació



Biota Colombiana Vol. 18 - Suplemento 1 - Enero - junio de 2017

**Biota Colombiana** es una revista científica, periódica-semestral, que publica artículos originales y ensayos sobre la biodiversidad de la región neotropical, con énfasis en Colombia y países vecinos, arbitrados mínimo por dos evaluadores externos y uno interno. Incluye temas relativos a botánica, zoología, ecología, biología, limnología, pesquerías, conservación, manejo de recursos y uso de la biodiversidad. El envío de un manuscrito implica la declaración explícita por parte del (los) autor (es) de que este no ha sido previamente publicado, ni aceptado para su publicación en otra revista u otro órgano de difusión científica. El proceso de arbitraje tiene una duración mínima de tres a cuatro meses a partir de la recepción del artículo por parte de *Biota Colombiana*. Todas las contribuciones son de la entera responsabilidad de sus autores y no del Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, ni de la revista o sus editores.

**Biota Colombiana** incluye, además, las secciones de Artículos de datos (*Data papers*), Notas y Comentarios, Reseñas y Novedades Bibliográficas, donde se pueden hacer actualizaciones o comentarios sobre artículos ya publicados, o bien divulgar información de interés general como la aparición de publicaciones, catálogos o monografías que incluyan algún tema sobre la biodiversidad neotropical.

**Biota colombiana** is a scientific journal, published every six months period, evaluated by external reviewers which publish original articles and essays of biodiversity in the neotropics, with emphasis on Colombia and neighboring countries. It includes topics related to botany, zoology, ecology, biology, limnology, fisheries, conservation, natural resources management and use of biological diversity. Sending a manuscript, implies a the author's explicit statement that the paper has not been published before nor accepted for publication in another journal or other means of scientific diffusion. Contributions are entire responsibility of the author and not the Alexander von Humboldt Institute for Research on Biological Resources, or the journal and their editors.

**Biota Colombiana** also includes the Notes and Comments Section, Reviews and Bibliographic News where you can comment or update the articles already published. Or disclose information of general interest such as recent publications, catalogues or monographs that involves topics related with neotropical biodiversity.

**Biota Colombiana** es indexada en Publindex (Categoría A2), Redalyc, Latindex, Biosis: Zoological Record, Ulrich's y Ebsco.

**Biota Colombiana** is indexed in Publindex (Category A2), Redalyc, Latindex, Biosis: Zoological Record, Ulrich's and Ebsco.

**Biota Colombiana** es una publicación semestral. Para mayor información contáctenos / **Biota Colombiana** is published two times a year. For further information please contact us.

#### Comité Directivo / Steering Committee

Brigitte L. G. Baptiste	Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt
José Camelo Murillo	Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia
Francisco A. Arias Isaza	Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives De Andrés" - Invenmar
Charlotte Taylor	Missouri Botanical Garden

#### Editor / Editor

Carlos A. Lasso	Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt
-----------------	--

#### Editor Datos / Data papers Editor

Dairo Escobar	Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt
---------------	--

#### Editores invitados/ Guest Editors

Wilson Ramírez	Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt
Mauricio Aguilar-Garavito	Biológicos Alexander von Humboldt

#### Asistencia editorial / Editorial assistance

Paula Sánchez-Duarte	Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt
----------------------	--

#### Traducción / Translation

Donald Taphorn	Universidad Nacional Experimental de los Llanos, Venezuela
----------------	--

#### Comité Científico - Editorial / Editorial Board

Adriana Prieto C.	Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia
Ana Esperanza Franco	Universidad de Antioquia
Arturo Acero	Universidad Nacional de Colombia, sede Caribe
Cristián Samper	WCS - Wildlife Conservation Society
Donald Taphorn	Universidad Nacional Experimental de los Llanos, Venezuela
Francisco de Paula Gutiérrez	Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano
Gabriel Roldán	Universidad Católica de Oriente, Colombia
Germán I. Andrade	Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt
Giuseppe Colonnello	Fundación La Salle de Ciencias Naturales, Venezuela
Hugo Mantilla Meluk	Universidad del Quindío, Colombia
John Lynch	Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia
Jonathan Coddington	NMNH - Smithsonian Institution
José Murillo	Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia
Josefa Celsa Señaris	Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas
Juan A. Sánchez	Universidad de los Andes, Colombia
Juan José Neiff	Centro de Ecología Aplicada del Litoral, Argentina
Martha Patricia Ramírez	Universidad Industrial de Santander, Colombia
Monica Morais	Herbario Nacional Universidad Mayor de San Andrés, Bolivia
Pablo Tedesco	Muséum National d'Histoire Naturelle, Francia
Paulina Muñoz	Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia
Rafael Lemaitre	NMNH - Smithsonian Institution, USA
Reinhard Schnetter	Universidad Justus Liebig, Alemania
Ricardo Callejas	Universidad de Antioquia, Colombia
Steve Churchill	Missouri Botanical Garden, USA
Sven Zea	Universidad Nacional de Colombia - Invenmar

Diseño, diagramación e impresión:  
Fundación Cultural Javeriana de Artes Gráficas - JAVEGRAF  
Impreso en Colombia / Printed in Colombia

Revista *Biota Colombiana*  
Instituto de Investigación de Recursos Biológicos  
Alexander von Humboldt  
Teléfono / Phone (+57-1) 320 2767  
Calle 28A # 15 - 09 - Bogotá D.C., Colombia

#### Información

[www.humboldt.org.co](http://www.humboldt.org.co)  
[biotacol@humboldt.org.co](mailto:biotacol@humboldt.org.co)  
[www.sibcolombia.net](http://www.sibcolombia.net)

---

## Presentación

---

Colombia es líder para Latinoamérica en restauración ecológica. Lo anterior es producto del trabajo conjunto de investigadores e instituciones tanto del Sistema Nacional Ambiental (SINA) como del sector privado, la academia y por supuesto de la Red Colombiana de Restauración Ecológica (REDCRE). Dicho liderazgo no solo se expresa en los múltiples procesos de restauración ecológica que se vienen desarrollando desde hace más de 20 años, sino también en la construcción de un marco teórico-práctico ajustado para el país, así como en la consolidación de redes temáticas y el fortalecimiento de capacidades técnicas y científicas de las personas interesadas en el tema.

El Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt en compañía de REDCRE, vienen desarrollando desde el 2012 diversos eventos para el fortalecimiento de capacidades incluyendo tres cursos (2012, 2013 y 2015), dos simposios regionales (Antioquia 2014 y Suroccidente 2015) y el III Congreso Colombiano de Restauración Ecológica (2016). Estos eventos, además de generar el espacio para intercambiar experiencias en restauración ecológica, también han sido el escenario propicio para constituir los nodos REDCRE de Antioquia, el Eje Cafetero y del Suroccidente, con los cuales se espera que a mediano plazo se establezca un grupo crítico y activo desde el nivel local para promover la restauración ecológica departamental y regional.

El país depende hoy de que se siga fortaleciendo esa masa crítica en todo el territorio nacional, para que de esta manera se pueda trascender en el postconflicto y aportar a la construcción de un país en paz, entendiendo que la restauración ecológica, además de mitigar o ayudar a adaptarnos al cambio global, es una fuente de empleo y de reconciliación con la naturaleza.

En nuestro país hoy por hoy se viene hablando de la necesidad de una “restauración” que se interpreta en ocasiones como retornar a los ecosistemas del pasado, algo a menudo poco factible. Sin embargo, es importante considerar otros escenarios intermedios, dentro de los cuales hay múltiples opciones para detener la pérdida de la biodiversidad y al mismo tiempo mejorar la calidad de vida para las comunidades y promover el desarrollo sostenible del país. Para esto la restauración ecológica de las áreas degradadas -que en Colombia representan cerca del 40 % del territorio continental-, ofrece distintas posibilidades que incluyen diferentes tipos de escenarios productivos y conservados. Con lo anterior es posible ayudar a dirigir las áreas dañadas o destruidas hacia paisajes social y ambientalmente deseados en el presente y futuro.

Estamos en un momento crucial donde la restauración ecológica tiene un rol determinante en el escenario de la conservación tanto nacional como global y los avances del país en el tema ya se empiezan a percibir. Sin embargo, cuando se revisa en conjunto las publicaciones de restauración que se han realizado, se nota un especial énfasis en trabajos de restauración basados en el componente florístico, pocos documentos relacionados con el diagnóstico o monitoreo, divulgación limitada para otros enfoques y escalas de trabajo, escasez en publicaciones desde las regiones y sobre todo, un gran vacío en trabajos con rigor científico que puedan ser presentados en una revista indexada.

En este suplemento especial de *Biota Colombiana* hemos querido recopilar algunos de los estudios y trabajos de restauración ecológica que fueron presentados en el I Simposio de Restauración Ecológica del Nodo REDCRE Suroccidente, sirviendo al mismo tiempo como una especie de memoria para dicho evento. Se presentan trabajos de distintas regiones del país, destacando los procesos de restauración en el bosque seco, en áreas afectadas por retamo espinoso, el aporte del componente social y su vínculo con lo biótico y una propuesta de zonificación y restauración desde la escala del paisaje.

La Red, el Comité Organizador del Simposio y el Instituto esperamos que nuestros lectores accedan a información actualizada y relevante sobre una temática cada vez más sensible y con la necesidad de tener múltiples enfoques. Deseamos que este número especial sea un aporte interesante a la literatura científica de restauración ecológica y que sea útil no solo para la comunidad de restauradores de nuestro país y Latinoamérica, sino para aquellas personas e instituciones que deben responder día a día el reto de gestionar con criterios socioecológicos un territorio mixto, muy dinámico y con escenarios cambiantes de degradación y recuperación.

Agradecemos a los autores y todos los colaboradores que directa o indirectamente han hecho posible esta valiosa publicación. También agradecemos la confianza a aquellos autores que sometieron sus trabajos para este número especial y por supuesto a los organizadores y asistentes del I Simposio Restauración Ecológica del Nodo REDCRE Suroccidente. Aprovechamos la oportunidad para invitarlos a participar en las versiones futuras de los eventos científicos que REDCRE y el Instituto Humboldt continuarán realizando.

Cordialmente,

Brigitte L. G. Baptiste  
Directora General

Carlos A. Lasso  
Editor *Biota Colombiana*

Wilson Ramírez  
Editor invitado

Mauricio Aguilar-Garavito  
Editor invitado

---

## Introducción

### *Alianzas para la restauración de ecosistemas*

## I Simposio Regional de Restauración Ecológica Nodo REDCRE Suroccidente

Alliance for restoration of ecosystems I Regional Symposium on Ecological Restoration  
REDCRE Node Southwest

**Mauricio Aguilar-Garavito, Diana C. Rondón Camacho y William Vargas**

---

Colombia viene sufriendo un proceso acumulado de destrucción, degradación y daño de sus ecosistemas. En las últimas décadas este proceso se ha incrementado y ha generado consecuencias graves sobre la oferta de servicios ecosistémicos, se han incrementado los riesgos naturales y se ha afectado la calidad de vida de las poblaciones rurales y urbanas.

Históricamente, el país ha planteado su desarrollo económico a partir de la sobreexplotación del capital natural, sin tener en cuenta que el crecimiento económico del país depende de la capacidad que tenga la naturaleza para tolerar todos los procesos económicos, sociales, tecnológicos y culturales. Este panorama ha hecho que los sectores económicos, la academia, los tomadores de decisión y las comunidades locales, deban contemplar diversos mecanismos de gestión integrada de los ecosistemas, desde el fortalecimiento de áreas protegidas (futuras y actuales), el cambio de uso del suelo, y por supuesto, la restauración de las áreas dañadas o perdidas, las cuales se necesitan para la prestación de servicios tanto en la actualidad como en el futuro.

Durante los últimos 20 años, Colombia ha experimentado un importante desarrollo en temas de restauración ecológica con varios enfoques e intereses y ha alcanzado distintos resultados. Sin embargo, las bases conceptuales y metodológicas de la restauración ecológica están dispersas a todo nivel, incluso al interior del Sistema Nacional Ambiental

(SINA) y todavía es muy difícil establecer el grado de éxito que hayan podido alcanzar esos distintos procesos de restauración (Murcia *et al.* 2015, Ramírez *et al.* 2015).

Teniendo en cuenta lo anterior, los eventos científicos (congresos, coloquios, simposios, talleres, conversatorios, etc.) permiten el intercambio de experiencias y son un escenario ideal para conocer el estado actual de la restauración ecológica a nivel de país o región, así como para consolidar argumentos consensuados sobre los aspectos teóricos y prácticos que involucra la restauración ecológica.

Con esta perspectiva y desde su conformación en 2007 la Red Colombiana de Restauración Ecológica –REDCRE– (Barrera-Cataño y Aguilar 2007), se ha comprometido con la organización, de manera constante, ordenada y con un alto nivel científico, de una serie de eventos científicos a nivel internacional, nacional, regional y local. Dichos eventos incluyen los dos Congresos Colombianos de Restauración Ecológica llevados a cabo en Bogotá en 2009 y 2013, cuatro simposios regionales (Bogotá, 2007; Barranquilla, 2012; Rionegro, 2014 y Cali en 2015) y dos cursos en 2015. Adicionalmente REDCRE ha co-organizado simposios en el marco del Congreso Mundial de Restauración Ecológica en 2011 y el Congreso Iberoamericano y del Caribe de Restauración Ecológica en 2015.

Durante los días 12 y 13 de noviembre de 2015, se realizó en la Pontificia Universidad Javeriana de Cali el primer encuentro científico, técnico y social sobre restauración ecológica del suroccidente colombiano. El I Simposio Regional de Restauración Ecológica Nodo REDCRE Suroccidente, materializó el compromiso de la REDCRE y de todos sus miembros, con la generación de espacios para la divulgación e intercambio de las experiencias de restauración ecológica que se están realizando en el país y con el fortalecimiento de grupos temáticos o regionales, mejor conocidos como “Nodos REDCRE”. Este evento, fue igualmente un llamado a reconocer la importancia de las alianzas entre la sociedad civil, los técnicos, los científicos, el sector empresarial privado y el Estado, para abordar y aportar soluciones a la problemática actual de los ecosistemas colombianos.

Fueron muchas las instituciones que desde su quehacer particular entendieron la necesidad de trabajar juntos y que comparten con REDCRE la intención del trabajo en equipo. Es así como el Instituto Alexander von Humboldt, la Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca –CVC-, la Corporación Paisajes Rurales, la Fundación Amatea, la Fundación CIPAV, el Departamento Administrativo de Gestión del Medio Ambiente de Cali –DAGMA- y la Universidad Javeriana de Cali constituyeron una alianza estratégica que se encargó de todos los detalles científicos y logísticos. A esta alianza se unió la Iniciativa internacional de Liderazgo y Capacitación Ambiental –ELTI-, el Centro para la Investigación Forestal Internacional –CIFOR-, EPSA y Bosques y Semillas S.A.S, quienes hicieron aportes económicos necesarios para financiar el encuentro, otorgar becas a muchos de los participantes o facilitar la asistencia de conferencistas.

Como siempre, REDCRE mantuvo altos estándares en el componente académico no solo en la evaluación de trabajos sino en la organización de la agenda, que en esta oportunidad contó con tres ponentes magistrales internacionales y tres nacionales. Por Estados Unidos participó el Doctor Keith Bowers, presidente de la empresa de restauración ecológica Biohabitats y miembro fundador de la Sociedad

Internacional de Restauración Ecológica (SER). Él expuso su experiencia y la importancia de realizar investigación científica para restaurar en conjunto con múltiples actores. Por otra parte, el Dr. Jacob Slusser de la Iniciativa de Liderazgo y Capacitación Ambiental –ELTI- resaltó la importancia del fortalecimiento de capacidades para los líderes comunitarios en conjunto con la capacitación para lograr experiencias exitosas en la implementación de sistemas silvopastoriles en Panamá. Así mismo y para terminar con el aporte internacional al evento, la Dra. Paula Meli de la Fundación Internacional para la Restauración de Ecosistemas –FIRE- realizó un taller sobre restauración y servicios ecosistémicos y en su charla magistral hizo énfasis en la importancia de contar con las percepciones sociales de los diferentes actores locales para construir procesos de restauración ecológica a largo plazo.

Por Colombia, se contó con invaluable aportes de tres de los más importantes científicos de la restauración del país: el primer día, la Dra. Carolina Murcia de la Universidad Javeriana de Cali y CIFOR presentó la evaluación realizada al estado de los proyectos de restauración ecológica en Colombia e identificó las carencias y los ajustes necesarios para afrontar los retos del país en esta materia. En la tarde, el profesor Orlando Vargas, miembro fundador de REDCRE y coordinador del Grupo de Restauración de la Universidad Nacional, abordó cómo el uso de modelos de estados y transiciones le ha permitido entender la dinámica posterior a los disturbios, generar diferentes estados deseables e identificar las estrategias que funcionan para cambiar la trayectoria del sistema en dos escenarios de restauración ecológica: invasiones de retamo espinoso y áreas transformadas en pasturas en los páramos. En el segundo día, el Dr. José Ignacio Barrera, presidente de la Sociedad Iberoamericana y del Caribe de Restauración Ecológica (SIACRE), resaltó en su charla la importancia de la generación de espacios de formación, discusión y construcción colectiva, y cómo uno de estos espacios, la Escuela de Restauración Ecológica, ha permitido la materialización de iniciativas como REDCRE, SIACRE y permite obtener la experiencia suficiente

para el abordaje de proyectos en múltiples áreas disturbadas.

Además de estas charlas, se presentaron 39 ponencias orales y 32 carteles distribuidos en temas como: realidades y desafíos de la restauración ecológica en Colombia y la región; caracterización para la restauración ecológica; técnicas y estrategias y restauración a escala del paisaje, entre otros. El tema con mayor número de trabajos fue el relacionado con las técnicas y estrategias implementadas en la restauración ecológica (RE) como se puede ver en la figura 1.

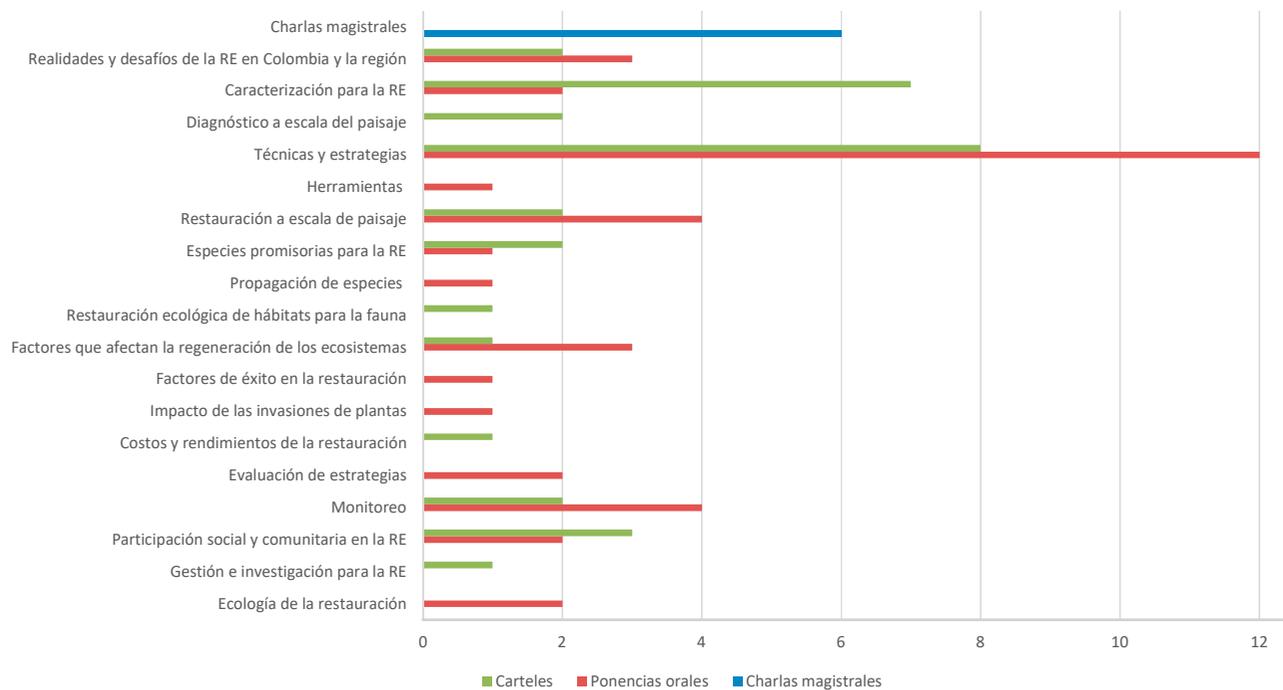
De los trabajos presentados de acuerdo al tipo de disturbio o motor de transformación, sobresalen los realizados en áreas disturbadas por uso agropecuario (27 %), áreas afectadas por múltiples disturbios (14 %), con presencia de especies invasoras (7 %) y estudios asociados a la restauración ecológica en áreas con infraestructura de regulación hídrica (7 %); así mismo, llama la atención el porcentaje de trabajos que no mencionan el tipo de disturbio o el motor de

transformación que ocurre en las áreas intervenidas (Figura 2).

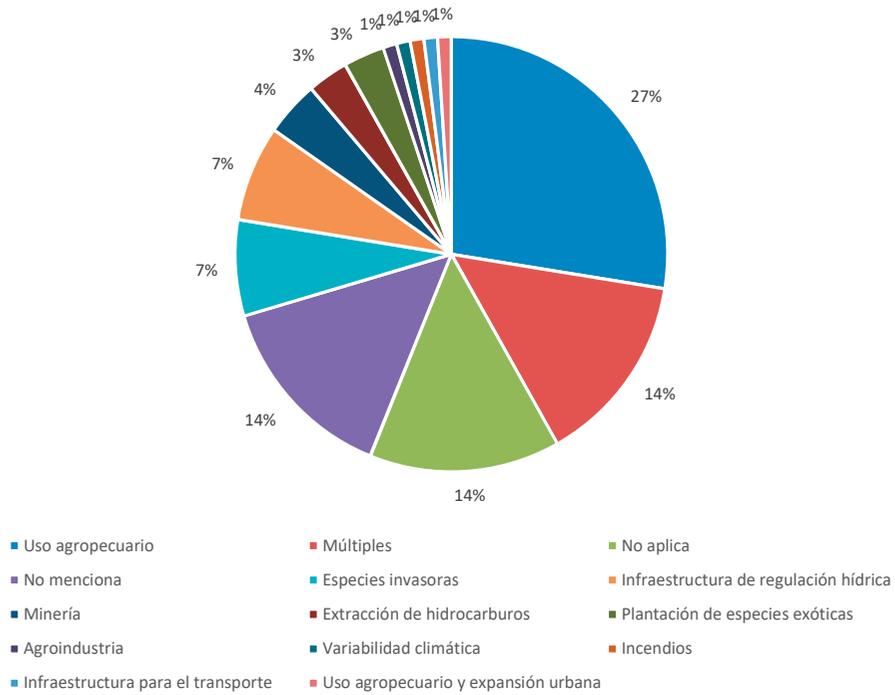
Los estudios presentados en el Simposio se desarrollaron en su mayoría en el bosque seco tropical (18 trabajos), en el bosque altoandino (11 trabajos) y en el bosque subandino (7 trabajos) (Figura 3).

La representación por regiones y específicamente de los Nodos REDCRE, mostró que la mayoría de los trabajos (25) se realizaron en los departamentos que contempla el Nodo Suroccidente (Valle del Cauca, Cauca, Nariño y Chocó), seguido por el Nodo Eje Cafetero (7 trabajos), el Nodo Antioquia (4 trabajos) y el Nodo Caribe (2 trabajos); los restantes trabajos (33) se realizaron en las demás regiones del país o por fuera (México).

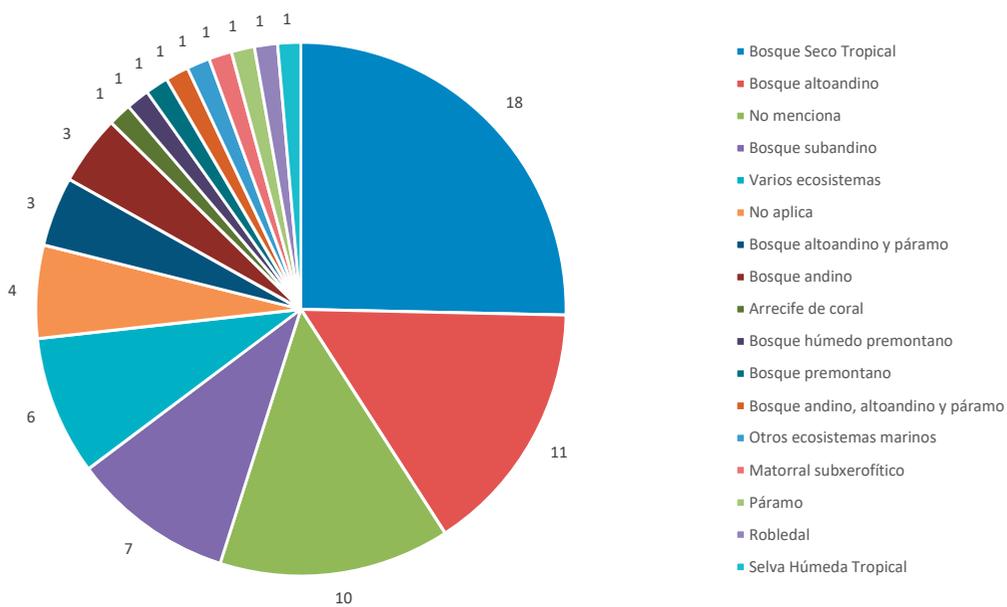
El Simposio también dio espacio para la realización de la primera reunión de las mesas de trabajo en restauración ecológica de páramos, la cual se enmarca



**Figura 1.** Número de trabajos presentados en el Simposio por categoría y tema.



**Figura 2.** Porcentaje de representación de trabajos de acuerdo al tipo de disturbio o el motor de transformación.



**Figura 3.** Número de trabajos presentados de acuerdo al ecosistema.

en la estrategia del proyecto **Páramos: Biodiversidad y Recursos Hídricos en los Andes del Norte** que busca contribuir al mantenimiento de la capacidad de regulación hidrológica y la biodiversidad del ecosistema de páramo y fortalecer la capacidad de gestión articulada de las comunidades e instituciones involucradas en el manejo de los páramos para conservar la biodiversidad. Este proyecto es ejecutado por el Instituto Alexander von Humboldt en convenio con la Unión Europea.

El Simposio contó con la participación de 306 asistentes, de los cuales 203 pertenecen a los departamentos de Cauca, Nariño y Valle del Cauca mientras de las otras regiones, Bogotá alcanzó el segundo mayor número de participante con 50 personas. La mayoría de asistentes fueron profesionales (194) y estudiantes (90), seguidos por técnicos y tecnólogos. Con respecto a los diferentes sectores, participaron 37 personas de organizaciones comunitarias, 62 personas del sector público y 11 personas del sector privado (empresas), los restantes asistentes se dividen en sector educativo (136) y ONG (53), entre otros. Fueron entregadas 49 becas completas, incluido transporte y alojamiento y 38 medias becas para inscripción.

Otro producto importante del Simposio fue la constitución del Nodo Suroccidente de REDCRE, a esta reunión asistieron 38 personas y se delegó a siete miembros para dar continuidad a la consolidación del mismo.

Adicionalmente y teniendo en cuenta el alto nivel científico del evento, fueron sometidos 12 trabajos de los presentados en el evento para publicar en la revista *Biota Colombiana*, de los cuales seis culminaron el proceso de evaluación y fueron seleccionados. Dichas investigaciones muestran un panorama del avance de la restauración ecológica en el Suroccidente y en el país en general. En este volumen especial de *Biota Colombiana* que hemos titulado *Alianzas para la Restauración Ecológica*, encontrarán estudios de distintas regiones del país: Valle del Cauca, Santander, Antioquia, Bogotá y la Altillanura. En ellos podrán encontrar distintos abordajes de la restauración ecológica desde el nivel

especie hasta escala del paisaje e incluyen técnicas y estrategias de restauración para áreas afectadas por uso agropecuario y especies invasoras. Esperamos que este esfuerzo de todos sea de utilidad, para REDCRE y el Instituto Humboldt es reconfortante confirmar que son posibles este tipo de alianzas y que ¡unidos restauraremos más y mejor!

## Agradecimientos

Aprovechamos esta oportunidad para agradecer al comité organizador por su constante apoyo y gestión: William Vargas (Corporación Paisajes Rurales), Carolina Murcia (Pontificia Universidad Javeriana – Cali), Fundación Amatea: Andrés Sarmiento, Tatiana Ventolini y Beatriz Guevara, Zoraida Calle (CIPAV), Sandra Franco e Ingrid Hernández (DAGMA), María Isabel Salazar (CVC) y a los estudiantes del comité de apoyo logístico, en especial a Sara Rodríguez de la Universidad Javeriana - Cali. A los financiadores y a quienes nos apoyaron con la gestión para hacer posible este encuentro: Jaime Aguilar, Carolina Murcia, Gustavo Kattan y Mateo López de la Pontificia Universidad Javeriana – Cali, a Brigitte L. G. Baptiste y Wilson Ramírez del IAvH, a Rubén Darío Materón, María Isabel Salazar y Luis Eduardo Muñoz de CVC, a la Fundación Amatea (Andrés Sarmiento, Tatiana Ventolini y Beatriz Guevara), a Manuel Guariguata de CIFOR, a Eva Garen y Gillian Bloomfield de ELTI, a Patricia Velasco de Bosques & Semillas, a María del Mar Mozo, Sandra Franco e Ingrid Hernández del DAGMA, a Fabio Lozano de la Corporación Paisajes Rurales, a Beatriz Eugenia Orozco y Leidy Bernal de EPSA.

Un especial agradecimiento a Natalia Peña y a Jessica Rubio por su invaluable apoyo, a los conferencistas internacionales: Keith Bowers, Jacob Slusser y Paula Meli y a los nacionales: José Ignacio Barrera y Orlando Vargas, a los integrantes del comité científico, a todos los asistentes por sus importantes aportes, paciencia y apoyo. ¡A todo el suroccidente colombiano!, los esperamos en un próximo encuentro para que nos sigamos sumando a la cultura de la restauración ecológica.

**Bibliografía**

- Barrera-Cataño, J. I. y M. Aguilar. 2007. I Simposio Nacional de Experiencias de Restauración Ecológica. *Universitas Scientiarum* 12 (2): 143-144.
- Murcia, C., M. R. Guariguata y E. Montes. 2015. Estado del monitoreo de la restauración ecológica en Colombia. Pp: 18-26. *En: Aguilar-Garavito, M. y W. Ramírez (Eds.). Monitoreo a procesos de restauración ecológica, aplicado a ecosistemas terrestres. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH). Bogotá.*
- Ramírez, W., M. Aguilar-Garavito y M. Cabrera. 2015. Definición de objetivos, metas, indicadores y cuantificadores para el monitoreo a procesos de restauración ecológica. Pp: 33-41. *En: Aguilar-Garavito, M. y W. Ramírez (Eds.). Monitoreo a procesos de restauración ecológica, aplicado a ecosistemas terrestres. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH). Bogotá.*

Mauricio Aguilar-Garavito  
Instituto de Investigación de Recursos Biológicos  
Alexander von Humboldt,  
Programa Gestión Territorial de la Biodiversidad,  
Línea de Ecología de la Restauración  
Bogotá, Colombia  
*maguilar@humboldt.org.co*

Diana Catalina Rondón Camacho  
Red Colombiana de Restauración Ecológica,  
Bogotá, Colombia  
*dicaro1.1@gmail.com*

William Vargas  
Red Colombiana de Restauración Ecológica,  
Corporación Paisajes Rurales  
*williamvarg@gmail.com*

Alianzas para la restauración de ecosistemas. I Simposio Regional de Restauración Ecológica Nodo REDCRE Suroccidente

**Citación:** Aguilar-Garavito, M., D. C. Rondón-Camacho y W. Vargas. 2017. Introducción. Alianzas para la restauración de ecosistemas. I Simposio Regional de Restauración Ecológica Nodo REDCRE Suroccidente. *Biota Colombiana* 18 (Suplemento 1): 3-8.

---

# Áreas naturales de bosque seco tropical en el Valle del Cauca, Colombia: una oportunidad para la restauración

Natural areas of tropical dry forest in Valle del Cauca, Colombia: an opportunity for restoration

Diana P. Alvarado-Solano y Joel T. Otero-Ospina

---

## Resumen

Una de las zonas de distribución potencial de bosque seco en Colombia es el valle geográfico del río Cauca. En esta zona la actividad agrícola intensiva ha sido uno de los principales factores de degradación desde mediados del siglo XX. En este estudio se reconocen las áreas naturales que han persistido en este valle entre 1984-2014 en el departamento del Valle del Cauca usando información cartográfica y satelital (Landsat TM5 y OLI). Los resultados señalan que pese a la reducción del 50 % en las áreas naturales a causa del aumento del 72 % de áreas cultivadas, el 26 % de aquellas ha persistido desde 1984, especialmente en el bosque cálido seco en planicie aluvial y en el bosque cálido seco en piedemonte aluvial, ecosistemas de los biomas helobioma del Valle del Cauca y del zonobioma alternohídrico tropical del Valle del Cauca, respectivamente. Las áreas naturales persistentes identificadas en el periodo de estudio representan una oportunidad para iniciar procesos de restauración ecológica y de monitoreo de la cobertura vegetal del bosque seco en el Valle del Cauca considerando que son pocos los remanentes que aún conservan características estructurales y funcionales propias de este bioma y las condiciones de conectividad entre estos son deficientes.

**Palabras clave.** Biomas. Clasificación supervisada. Coberturas naturales. Landsat. SIG.

## Abstract

One of the potential distribution areas for tropical dry forest in Colombia is Cauca River Valley. Intensive agricultural activity in this zone has been one of the main factors causing its degradation since the middle of the 20th century. This study identifies and locates the natural areas that have persisted from 1984-2014 in the Cauca River Valley, in Valle del Cauca Department, using cartographic information and satellite images (Landsat TM5 and OLI). The results indicate that in spite of the 50 % reduction in natural areas due to a 72 % increase in cultivated areas, 26 % of them have persisted since 1984, especially in the dry warm forest of the alluvial plain and in the dry warm forest of the alluvial piedmont, ecosystems of the helobiome biomes of the Valle del Cauca and the tropical alternohydric zonobiome of Valle del Cauca, respectively. The persistent natural areas identified in the time frame represents an opportunity to initiate ecological restoration processes and monitoring of dry forest vegetation and its cover in Valle del Cauca, considering that few remnants still retain structural and functional characteristics of this Biome and the conditions of connectivity between them are deficient.

**Key words.** Biome. GIS. Landsat. Natural cover. Supervised classification.

## Introducción

La pérdida y transformación de los ecosistemas es una realidad mundial, estos son reflejo de la interacción entre la sociedad y la naturaleza como producto de las formas de satisfacción de las necesidades humanas (Tang *et al.* 2012). En esta interacción los componentes del ecosistema, como el suelo y el agua, se ven alterados de forma irreversible con la pérdida de la cobertura boscosa generada por la expansión de actividades humanas como la agricultura, la urbanización y la industria (Alphan *et al.* 2009). Los efectos por la pérdida de la cobertura vegetal se pueden apreciar a diferentes escalas. Por un lado, afecta a las especies que habitan y dependen de dicha cobertura; estos efectos dependerán del área de distribución de la especie y de sus requerimientos de hábitat (Scolozzi y Geneletti 2012). Por otro lado, afecta la conectividad y continuidad entre ecosistemas a nivel de paisaje; este proceso es conocido como fragmentación (Armbrecht y Ulloa-Chacón 1999, Herrerías y Benítez-Malvido 2005). La fragmentación altera procesos ecológicos como el ciclo de nutrientes, la productividad primaria y la complejidad de las redes tróficas (Laurance *et al.* 1999, Holdridge 2000, Su *et al.* 2012).

El estudio de la dinámica asociada a la transformación y pérdida de la cobertura boscosa, y la relación existente con los usos del suelo, es relevante para identificar y ajustar los instrumentos y estrategias para la administración y conservación de la biodiversidad y de los recursos naturales (Puyravaud 2003, Alphan *et al.* 2009), para lo que se debe tener presente la dinámica natural del ecosistema. El comportamiento de los ecosistemas está asociado a patrones de estructura y función que varían en el tiempo, especialmente cuando están sometidos a procesos de degradación (Tang *et al.* 2012). Por ello, el concepto de ecosistema boscoso o de bosque influye al momento de evaluar dichas dinámicas, sobre todo cuando se están estimando tasas de deforestación (Puyravaud 2003).

Las imágenes satelitales y los sistemas de información geográficos se han convertido en un insumo importante para estudiar la dinámica de las coberturas

vegetales (Tang *et al.* 2012, Gilani *et al.* 2015). Dentro de los métodos más usados por su practicidad está la comparación post-clasificación. Este método consiste en comparar mapas temáticos derivados de imágenes satelitales y adquiridos en dos fechas diferentes, donde la clasificación de cada imagen para obtener el mapa temático se ha realizado de forma independiente (Ahlqvist 2008, Armenteras *et al.* 2011). Las ventajas de este método se basan en la poca necesidad de efectuar calibraciones y correcciones atmosféricas, geométricas y radiométricas sobre las imágenes satelitales y la interpretación manual e intuitiva de las imágenes. El producto de la post-clasificación es una matriz de transición donde se registran los cambios de áreas ocurridos entre las clases o coberturas de suelo definidas para los mapas temáticos (Song *et al.* 2001, Ahlqvist 2008, Abd El-Kawy *et al.* 2011). Para ello, las clases temáticas o etiquetas de las coberturas o categorías de uso del suelo que serán comparadas deben guardar coherencia entre sí (Ahlqvist 2008).

Una de las fuentes de información más usadas en estos casos son las imágenes satelitales adquiridas por el Programa Landsat (Gilani *et al.* 2015). La resolución espacial (30 m tamaño del pixel para Landsat 4, 5, 7 y 8), el tamaño de cada escena (185 x185 km), el acceso público de los datos (Miller *et al.* 2013), la continuidad del Programa (Loveland y Dwyer 2012) y la posibilidad de recuperar información hasta de 30 años atrás en el pasado (Sexton *et al.* 2013) permiten un amplio rango de aplicaciones, entre los que se destaca el desarrollo de estudios semidetallados a escala regional. Las imágenes Landsat han sido un insumo importante para la clasificación y monitoreo de coberturas y usos del suelo (Miller *et al.* 2013), para llevar a cabo análisis multitemporales (Araque y Jiménez 2009), detectar cambios de cobertura aplicando diferentes algoritmos y esquemas de clasificación (Roy *et al.* 2014, Zhu y Woodcock, 2014), también en la discriminación de diferentes tipos de bosques y etapas de sucesión secundaria (Sesnie *et al.* 2008), monitoreo de suelos agrícolas abandonados (Prishchepov *et al.* 2012), establecer correlaciones y predecir la diversidad de especies

de grupos como las aves, mariposas y plantas no cultivadas, basándose en la heterogeneidad espectral de ambientes agrícolas (Duro *et al.* 2014), entre otros.

Los ecosistemas tropicales han sido los más afectados por procesos de degradación debido a la fragmentación (Giraldo 2012). En el caso del bosque seco tropical (BsT), aunque representaba el 75 % de la cobertura boscosa de los trópicos (Fajardo *et al.* 2013), desde que Murphy y Lugo en 1986 lo reconocieron como uno de los más afectados por la deforestación y también como el menos protegido (Fajardo *et al.* 2013), se han adelantado diferentes iniciativas para cuantificar el estado de su cobertura a escala mundial (Miles *et al.* 2006, Portillo-Quintero y Sánchez-Azofeifa 2010), nacional (Etter 1993, Márquez 2000, Sánchez-Cuervo *et al.* 2012, García *et al.* 2014) y regional (Arcila *et al.* 2012, Alvarado-Solano y Otero 2015a). Sin embargo, las cifras dependen del concepto de BsT que se esté manejando (Miles *et al.* 2006, Alvarado-Solano y Otero 2015a). Por ejemplo, cuando Miles *et al.* (2006) estimaron un área remanente de 1.048.700 km<sup>2</sup> a nivel mundial, incluyeron en el análisis los biomas bosques tropicales y subtropicales de hoja ancha, bosques mediterráneos y sabanas y matorrales del mapa de ecorregiones de WWF elaborado por Olson (2011). Los diferentes estudios reconocen que el alto grado de fragmentación en las áreas de distribución natural de BsT es porque éstas posibilitaron el desarrollo urbano y las actividades agrícolas gracias a la alta fertilidad de sus suelos y su clima favorable (Wright y Muller-Landau 2006, Espírito-Santo *et al.* 2009).

El BsT de Colombia se encuentra reducido y altamente fragmentado. Se estima que de 800.000 km<sup>2</sup> que representaban la cobertura original en el país, para el año 2000 quedaba cerca del 1,5 % (Márquez 2000), para el 2010 un 3 % (Barraza *et al.* 2010) y para el 2014, un 8 % (García *et al.* 2014). Estas estadísticas podrían interpretarse como procesos de recuperación de la cobertura de este bioma. Por ejemplo, Márquez (2000) evaluó la sostenibilidad de los ecosistemas de Colombia

en una escala 1:1.500.000 empleando entre otros, el Mapa de Biomas por Etter (1993) asimilando el concepto de Bioma al de Tipo de Ecosistema, aunque la definición no es explícita. Por su parte, Barraza *et al.* (2010) al estudiar los escarabajos coprófagos en Bahía Concha – Santa Marta (Colombia) aplicaron el concepto de bosque seco del IAvH (1998), el cual lo define basado en criterios altitudinales (0-1.000 m s.n.m.), de temperatura (> 24 °C) y de precipitación (700 – 2.000 mm/año), aunque la escala empleada para cuantificar las áreas remanentes no se especifica en el documento. Por otro lado, García *et al.* (2014) estimaron la cobertura de BsT con mapas a escala 1:100.000. Es así como las estimaciones de la extensión de este bioma dependerán de la definición y escala utilizada (Alvarado-Solano y Otero 2015a).

Aunque hay estudios sobre la dinámica de los cambios del suelo en los Andes colombianos (Rodríguez *et al.* 2013), sobre procesos de deforestación a escala nacional (Armenteras *et al.* 2011, 2013, Sánchez-Cuervo *et al.* 2012), y sobre los efectos del grado de fragmentación sobre el monitoreo de procesos hídricos (Giraldo 2012), los procesos de deterioro y fragmentación han sido poco analizados en Colombia, y no los hay para bosques secos, lo que conlleva a desconocer la evolución y dinámica de los cambios (Rudas *et al.* 2007).

Algunos de estos estudios se han enfocado en los bosques bajos de la Amazonía (Etter *et al.* 2006) y los bosques montanos primarios (Cavelier y Etter 1995), especialmente por la importancia que representan como reservorio para la biodiversidad y para la producción del recurso hídrico. Más recientemente, Colombia ha cuantificado la superficie de bosque natural y las tasas de deforestación a nivel nacional como parte de los compromisos adquiridos ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático, para la implementación del mecanismo de Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación – REDD+ (Galindo *et al.* 2014). Aunque la deforestación registrada corresponde a 120.934 hectáreas con una tasa anual de cambio de -0,21 % para el periodo 2012-2013 (Galindo *et al.* 2014) es posible que la cobertura

boscosa se recupere bajo un escenario de economía industrializada y de estabilización de la frontera agrícola (Etter y Arévalo 2014). Sin embargo, para el caso específico del bosque seco, no se han adelantado estudios que permitan conocer la evolución y dinámica de sus cambios (Rudas *et al.* 2007).

Para el emprendimiento de estrategias de restauración y conservación de las formaciones vegetales asociadas al BsT se requiere generar información que evidencie y reconozca el efecto de las actividades humanas sobre sus condiciones específicas; sin embargo, para este bioma se encuentra en una etapa inicial (Sánchez-Azofeifa *et al.* 2005). La situación es más delicada ya que la información base se encuentra dispersa (Yepes y Villa 2010) y se ha venido estudiando el efecto de la fragmentación a escala de organismos, tanto de flora (Ruíz y Fandiño 2007, Bonilla *et al.* 2008, Ruíz y Fandiño 2009, Yepes y Villa 2010, Reina-Rodríguez *et al.* 2010, Gómez-Mosquera y Macías-Pinto 2012, Torres *et al.* 2012); como de fauna, como por ejemplo, hormigas (Armbrecht y Ulloa-Chacón 1999, Ramírez y Enríquez 2003, Fontalvo-Rodríguez y Solís-Medina 2009), reptiles (Carvajal-Cogollo y Urbina-Cardona 2008), mamíferos como el oso perezoso (Ballesteros *et al.* 2009, Sampedro-Marín *et al.* 2011) y primates (Galván-Guevara *et al.* 2009), aves (Strewe *et al.* 2009), escarabajos (Barraza *et al.* 2010), mariposas (Gaviria-Ortiz y Henao-Bañol 2011) y murciélagos (Vela-Vargas y Pérez-Torres 2012).

En el contexto regional, en el valle geográfico del río Cauca (VGRC) se localiza el área de distribución potencial del BsT (Reina-Rodríguez *et al.* 2010). En esta región, la reducción drástica de las coberturas boscosas asociadas al bioma BsT ocurrió entre la década de los 50's y mediados de la década de los años 80's del siglo XX por la intensificación de la actividad agrícola (Armbrecht y Ulloa-Chacón 1999, Arcila *et al.* 2012). De allí que en estudios de cambios de cobertura y usos del suelo a escala nacional no sea reportado bosque seco para el Valle del Cauca, aunque sí para el valle del río Magdalena, valle del río Sinú, y en Apure-Villavicencio (Sánchez-Cuervo *et al.* 2012). Esto ha llevado a catalogar el departamento como la

región con la menor extensión de bosque seco y aquel en donde éste presenta la mayor vulnerabilidad de todo el país (Arcila *et al.* 2012).

En el VGRC se han adelantado estudios para estimar el área remanente del bosque seco (Portillo-Quintero y Sánchez-Azofeifa 2010, Arcila *et al.* 2012). En estos trabajos se ha utilizado información cartográfica y satelital para cuantificar la cobertura vegetal y boscosa asociada al bioma, sin embargo, no se ve reflejada la dinámica de los cambios, y lo más importante, si es posible encontrar otro tipo de coberturas naturales diferentes a las cultivadas o boscosas. En este sentido, el propósito de este trabajo fue identificar áreas naturales asociadas al área de distribución potencial del bioma bosque seco tropical en el departamento del Valle del Cauca, principalmente aquellas que han persistido en el periodo 1984-2014, aportando así elementos para la toma de decisiones respecto a áreas potenciales para la restauración.

## Material y métodos

### Área de estudio

En el departamento del Valle del Cauca, localizado entre los 3°44'11.82" N-76°24'46,02" O (esquina superior izquierda) y 3°41'56,85" N-76°22'14,30" O (esquina inferior derecha) (Parra y Hernández 2010), se encuentra el área de distribución potencial del bosque seco tropical, específicamente sobre el valle geográfico del río Cauca, que cubre toda la zona plana y parte del piedemonte de la vertiente oriental de la cordillera Occidental y la vertiente occidental de la cordillera Central (Reina-Rodríguez *et al.* 2010, Arcila *et al.* 2012, Vargas 2012). Esta región comprende los biomas regionales Zonobioma Alternohigróico Tropical del Valle del Cauca - ZAHTVC y el Helobioma del Valle del Cauca - HVC (Figura 1) (CVC y Funagua 2010). El rango altitudinal del área de estudio (ZAHTVC+HVC) se encuentra entre los 892 y 1695 m s.n.m. (Alvarado-Solano y Otero 2015a, Locklin s.f. en: <http://www.worldwildlife.org/ecoregions/nt0207>), y cubre una extensión de 350.959 ha (Tabla 1).

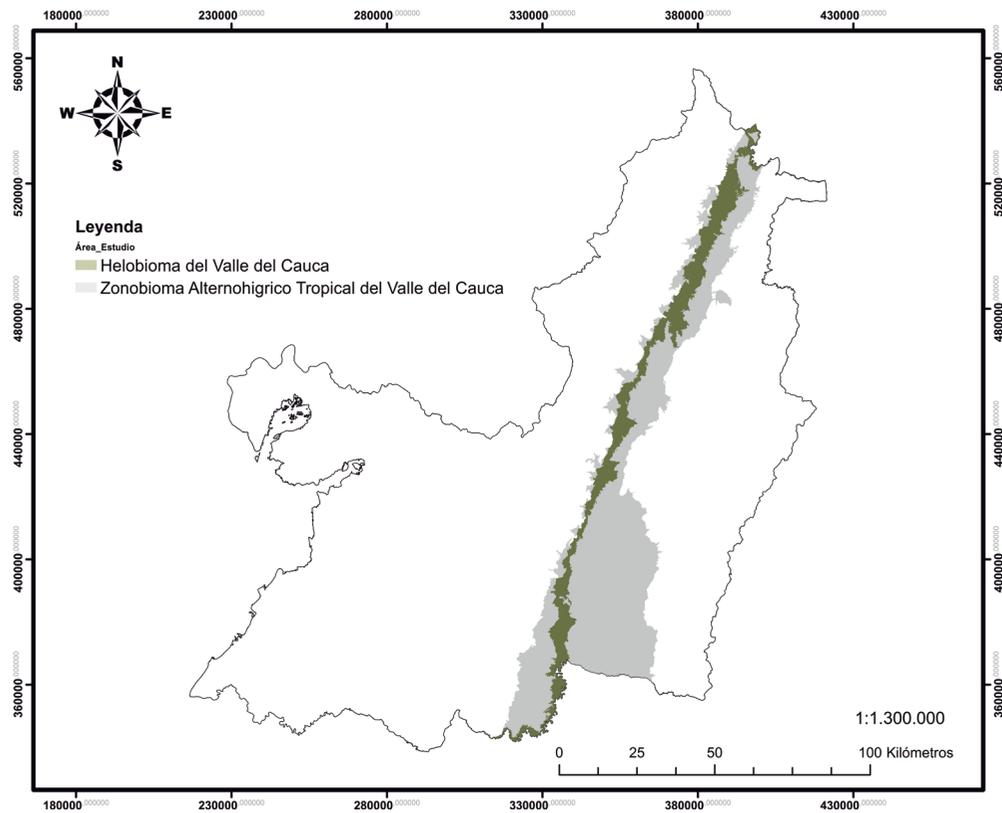


Figura 1. Ubicación general del área de estudio.

Tabla 1. Biomas y ecosistemas presentes en el área de estudio. Fuente: CVC y Funagua (2010).

Bioma	Ecosistema	Código	Área (ha)
HVC	Bosque cálido húmedo en planicie aluvial	BOCHURA	7.146,22
	Bosque cálido seco en planicie aluvial	BOCSERA	67.350,74
	Bosque inundable cálido seco en planicie aluvial	BICSERA	5.253,87
ZAHtVC	Arbustales y matorrales cálido seco en piedemonte aluvial	AMCSEPA	16.990,42
	Arbustales y matorrales medio húmedo en piedemonte coluvio-aluvial	AMMHUPX	9.196,43
	Bosque cálido húmedo en piedemonte coluvio-aluvial	BOCHUPX	20.281,29
	Bosque cálido seco en lomerio fluvio-lacustre	BOCSELF	18.949,61
	Bosque cálido seco en piedemonte aluvial	BOCSEPA	158.465,58
	Bosque cálido seco en piedemonte coluvio-aluvial	BOCSEPX	47.325,66
<b>Total</b>			<b>350.959,83</b>

En términos generales, el departamento tiene una población de 4.520.480 habitantes, es el tercero más poblado a nivel nacional y contribuye de manera importante al Producto Interno Bruto (PIB) del país a través del sector de servicios, manufactura y agroindustria. Allí se concentra el 71 % de los ingenios azucareros del país y estos son responsables de la mayor parte del azúcar producido en Colombia. La presencia tan marcada de la agroindustria de la caña de azúcar se ve reflejada en el uso del suelo, pues el 79,5 % de la tierra de uso agrícola se destinó a este cultivo en el 2012, lo que en términos de producción agrícola representó el 96,68 % de los cultivos permanentes para ese año (Gobernación del Valle del Cauca s.f. en: <http://anuarioestadisticovalle.comli.com/>).

El proceso de transformación de la vegetación natural asociada al bosque seco tropical en el departamento inició a principios del siglo XVI con la llegada de los españoles a América. Patiño (1975) expone este proceso como una acción sistemática de erradicación de prácticas paganas de los pueblos indígenas por parte de sacerdotes y misioneros españoles, quienes poseían otras prácticas culturales y religiosas. En los bosques se encontraban los árboles sagrados de los pueblos indígenas, por lo tanto, adoraban al árbol, y desde la perspectiva de los recién llegados, dicha práctica era considerada como idolatría. Posteriormente, la extracción de especies arbóreas y otras especies vegetales fue producto de la demanda del mercado europeo de medicinas y madera, la introducción de ganado y del cultivo de la caña de azúcar que requerían extensiones considerables de terreno, y finalmente, la adecuación y ampliación de vías de comunicación. La deforestación ocurrió desde el siglo XVI hasta el siglo XIX, sin embargo, el proceso de transformación se intensificó a partir de la segunda mitad del siglo XX, principalmente por la expansión de la agroindustria, la disminución de áreas destinadas para ganadería y el crecimiento urbano (Márquez 2001; citado por Rivera *et al.* 2006).

### Fuente de datos

Para la identificación de áreas naturales se empleó información cartográfica y satelital, como los mapas

temáticos de ecosistemas y de cobertura del suelo en formato vectorial, producidos en el año 2010 a escala 1:100.000 por la Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca (CVC). A partir del mapa de ecosistemas se delimitó el área de estudio (ZAHTVC y HVC), y el mapa de cobertura del suelo se utilizó para identificar las características espectrales de los polígonos de las áreas naturales y seminaturales sobre las imágenes satelitales. La información satelital corresponde a imágenes Landsat, previsualizadas y descargadas del portal Glovis (<http://glovis.usgs.gov>) que es administrado por la United States of Geological Survey (USGS) y el Earth Resources Observation and Science Center (EROS). Fueron preseleccionadas 58 imágenes de la escena 9-57 y 38 imágenes de la escena 9-58 que cubren el área de estudio, para el periodo 1980-2014 y con una cobertura de nubes menor al 60 %. Las imágenes Landsat poseen una resolución espacial de 30 m y son de Nivel 1T, esto quiere decir que su formato de salida es GeoTiff, la técnica de muestreo empleada es la convolución cúbica, poseen exactitud sistemática, radiométrica y geométrica (Miller *et al.* 2013). En una etapa intermedia, se seleccionaron 23 pares de imágenes (9-57 y 9-58) de los años 1984, 1986-1989, 1991, 1997-2014 a partir de la correspondencia de las fechas de adquisición por el satélite, reduciendo así la variabilidad de los valores digitales de los píxeles.

### Preparación de la información

Para la selección final de imágenes a ser utilizadas en la identificación de coberturas, se empleó la combinación de bandas 4-5-3 de las imágenes obtenidas por el sensor TM y TM<sup>+</sup>, así como una combinación de bandas 5-6-4 para las imágenes del sensor OLI, pues resaltan espectralmente atributos de la imagen que de otra manera no sería posible observar (EEA 1994, Ideam *et al.* 2007, 2008). Las imágenes fueron procesadas en el software comercial de SIG ArcGis® 10.2 for Desktop, tipo de Licencia Básica de la empresa ESRI, en el Laboratorio de Sistemas de Información Geográfica (SIG) de la Universidad Nacional de Colombia, sede Palmira. Una vez seleccionadas las bandas se procedió a componer una nueva imagen mediante el procedimiento de

Composición de Bandas. Luego, las imágenes de las escenas 9-57 y 9-58 de la misma fecha de adquisición se procesaron para obtener un mosaico que permitiera cubrir la totalidad del área de estudio. El área de estudio delimitada a partir del mapa de ecosistemas se empleó como máscara para recortar los mosaicos obtenidos anteriormente. La información cartográfica y satelital fue proyectada al Sistema de Coordenadas WGS1984 Zona UTM 18N. Dada la persistencia de nubes, la discontinuidad temporal en la captura de la información satelital y la pérdida del 20 % de datos en imágenes adquiridas por el sensor ETM<sup>+</sup> por fallas presentadas en el instrumento Scan Line Corrector (SLC) desde mayo de 2003 (Abd El-Kawy *et al.* 2011), las imágenes con menor cobertura de nubes y separadas por intervalos de tiempo similares, fueron las mejores imágenes para desarrollar este trabajo. La información satelital seleccionada consistió de dos imágenes satelitales Landsat TM5 (Thematic Mapper) y una imagen Landsat 8 OLI (Operational Land Imager) (Tabla 2).

### Clasificación de imágenes satelitales

Los mosaicos de imágenes satelitales ajustados para el área de estudio de los años 1984, 1998 y 2014, fueron procesados en el módulo de Spatial Analyst de ArcGis® 10.2 for Desktop para obtener los mapas temáticos de cobertura del suelo, haciendo especial

énfasis en la identificación de áreas naturales, aunque también se incluyeron en el análisis coberturas definidas de forma genérica como áreas cultivadas, áreas construidas, cuerpos de agua, nubes y sombras de nubes. Primero, en el módulo *Image Classification* se construyó la firma espectral para cada tipo de cobertura definiendo las áreas de entrenamiento necesarias para recopilar la información espectral de cada pixel que se encuentra grabada en cada banda utilizada para componer la imagen (Abd El-Kawy *et al.* 2011). Para las áreas naturales se identificaron de forma preliminar las características espectrales de los polígonos que representan la categoría de coberturas naturales y seminaturales del mapa de cobertura del suelo de la CVC. Luego, se trazaron polígonos sobre pixeles que presentaban características espectrales similares a lo largo de cada mosaico, se identificaron sus coordenadas y se pasó a verificar en la plataforma Google Earth si efectivamente correspondían a áreas naturales. El uso de información satelital auxiliar de mayor resolución es común para ser usada como verdad de terreno (Portillo-Quintero y Sánchez-Azofeifa 2010).

En la categoría de áreas naturales se incluyeron, además de los bosques de galería y los fragmentos inmersos en los cultivos de caña de azúcar, la cobertura vegetal localizada en piedemonte y en áreas de cultivo aparentemente abandonadas. Adicionalmente, fue

**Tabla 2.** Imágenes Landsat utilizadas en la identificación de coberturas del suelo.

Año	Imágenes satelitales	Satélite / sensor	Fecha adquisición/ época climática	Bandas	Resolución espectral (µm)	Cobertura nubes (%)
1984	LT50090571984246AAA03	LANDSAT 5 TM	02/09/1984 - Transición Seca -Lluvias	3	0,63- 0,69	40
	4			0,76-0,90	40	
	5			1,55-1,76		
1998	LT50090571998140XXX02	LANDSAT 5 TM	20/05/1998 - Lluvias	3	0,63- 0,69	10
	4			0,76-0,90	20	
	5			1,55-1,76		
2014	LC80090572014200LGN00	LANDSAT 8 OLI	19/07/2014 - Seca	4	0,63-0,68	40
	5			0,85-0,89	44	
	6			1,56-1,66		

necesario identificar otras categorías de coberturas y construir su respectiva firma espectral para efectos de los análisis posteriores, especialmente al momento de evaluar la exactitud de la clasificación y evidenciar la dinámica de los cambios.

Las áreas cultivadas se diferenciaron de acuerdo a la composición en color de la imagen, reflejando diferentes estados de desarrollo del cultivo de caña de azúcar. En el caso de la Laguna de Sonso, su respuesta espectral en las imágenes de 1998 y 2014 fue diferente al de 1984 y diferente a otros cuerpos de agua (por la acumulación de materia orgánica y sedimentos), de allí que fuera necesario incluirla como una categoría de cobertura y recolectar su información espectral en áreas de entrenamiento específicas para cada año estudiado. La categoría de otras coberturas incluye áreas en quema, áreas donde se dificultó visualmente la identificación del tipo de cobertura, y áreas cuyas

características de color diferían de las demás, y que podrían tratarse de otro tipo de cultivos (Tabla 3).

Posteriormente, las firmas espectrales construidas para cada tipo de cobertura fueron introducidas en el algoritmo de *maximum likelihood* en un procedimiento de clasificación supervisada para imágenes multispectrales, obteniendo así los mapas temáticos de áreas naturales para los años 1984, 1998 y 2014. Para facilitar el proceso de identificación de áreas naturales y errores de clasificación, las diferentes categorías de áreas cultivadas (1-5) fueron reclasificadas únicamente como áreas cultivadas, y la categoría de Laguna de Sonso fue reclasificada en la categoría de cuerpos de agua. Finalmente se aplicó filtro mayoritario para eliminar el ruido por píxeles clasificados erróneamente, excluyendo así áreas menores a la Unidad Mínima de Mapeo (UNM) equivalente a 1 ha (3 x 3 píxeles) (Gilani *et al.* 2015).

**Tabla 3.** Categorías de uso del suelo identificadas en el proceso de clasificación de las imágenes satelitales.

Cobertura del suelo	1884		1988		2014	
	Valor ID	Áreas entrenamiento (Cantidad)	Valor ID	Áreas entrenamiento (Cantidad)	Valor ID	Áreas entrenamiento (Cantidad)
Áreas naturales	1	300	236	696	1	839
Áreas cultivadas 1	2	200	1	152	2	100
Áreas cultivadas 2	3	260	2	159	3	133
Áreas cultivadas 3	4	228	3	201	4	100
Áreas cultivadas 4	--	--	4	98	5	65
Áreas cultivadas 5	--	--	5	114	6	124
Áreas construidas	5	188	6	70	7	44
Cuerpos de agua	6	200	76	65	8	53
Laguna de Sonso	--	--	141	6	9	5
Otras coberturas	7	86	147	33	10	164
Nubes	8	187	180	30	11	35
Sombras de nubes	9	162	210	23	12	30

## Evaluación de exactitud de clasificación

Los mapas temáticos obtenidos para los años 1984, 1998 y 2014 fueron evaluados en términos de la exactitud de la clasificación ejecutada. Para ello se identificaron y evaluaron los errores que se presentasen durante el procesamiento al comparar los resultados con datos de referencia (Congalton 2001, McRoberts *et al.* 2010, Abd El-Kawy *et al.* 2011). La unidad de muestreo (UM) fue el pixel, por ser una unidad definida en la imagen y tener un tamaño uniforme (Foody 2009, McRoberts *et al.* 2010). La evaluación de exactitud se basó en un muestreo aleatorio simple empleando 385 unidades de muestreo para 1984 y 1998, y para el mapa temático de 2014 se muestrearon 384 unidades.

De acuerdo al total de píxeles que conformaban cada imagen (3.899.597 píxeles) se obtuvo un tamaño de muestras de 385 píxeles aplicando la ecuación (1), donde  $n$  corresponde al tamaño de la muestra,  $Z$  es el valor de  $Z$  a nivel de confianza de 95 % (1,96),  $e$  es el margen de error (5 %) y  $p$  es la probabilidad (50 %). Esta fórmula es empleada cuando el tamaño de la población es mayor a 100.000 unidades (Boca y Rodríguez s.f.). El valor obtenido es aceptable teniendo en cuenta que se recomienda un tamaño mínimo de 50 muestras por clase (Congalton 2001). Los puntos aleatorios fueron extraídos de cada imagen a través de la herramienta de creación de puntos aleatorios de la caja de herramientas de ArcGIS 10.2, cuya base es el polígono del área de estudio y el producto es una entidad de puntos.

$$n = \frac{z^2 p (1-p)}{e^2} \quad (1)$$

Para cada UM se extrajo la información relacionada con el tipo de cobertura del mapa temático vs. el tipo de cobertura de la información de referencia (imágenes Landsat sin procesar, información cartográfica y Google Earth) (Congalton 2001, Nahuelhual *et al.* 2012, Boca y Rodríguez s.f.). Este proceso se repitió para los tres años. La información asociada a cada UM fue registrada en la tabla de atributos del *shapefile* de las UM de cada año, siendo esta la clase

temática a la que pertenece ese punto, en términos de la verdad de terreno o valor de referencia. Luego, en el módulo de *Spatial Analyst* fueron extraídos los valores de campo referentes al código de cobertura que fue asignado en cada mapa temático donde se superponen los puntos creados aleatoriamente. A través de la herramienta de tabla pivote de la caja de herramientas de administración de datos, se organizaron las frecuencias entre el valor de campo de la referencia y de la clasificación, obteniendo así la matriz de confusión.

A partir de la matriz se calculó la exactitud del usuario, la exactitud del productor, la exactitud global y el Índice Kappa. La exactitud global expresa el número de unidades de muestreo que fueron clasificadas correctamente respecto al total de la muestra, los valores oscilan entre 0 y 1 y es considerada una estadística descriptiva (Congalton 2001). El índice Kappa se calcula por la ecuación (2), donde  $i$  representa la dimensión de la matriz (número de clases),  $a_{ii}$  es el número de observaciones en la línea  $i$  - columna  $i$ ,  $a_{i.}$  es el total marginal de línea  $i$  y de columna  $i$ , y  $n$  es el número total de observaciones. Este índice mide la diferencia entre la exactitud de la clasificación y la probabilidad de obtener la misma exactitud con una clasificación correcta (Boca y Rodríguez s.f.), se considera una estadística multivariada discreta, y sus valores oscilan entre -1 y +1, donde valores mayores a 0.8 representan fuerte relación, valores entre 0.4 a 0.8 representan concordancia moderada, y valores debajo de 0.4 representan poca relación (Congalton 2001). Aunque otros como Monserud y Leemans (1992) proponen las siguientes categorías: < 0,4 representan pobre o muy poca concordancia; valores entre 0,4 – 0,55 representan concordancia aceptable; 0,55 – 0,7 representan buena concordancia; valores entre 0,7 – 0,85 representan muy buena concordancia; y valores mayores a 0,85 representan excelente concordancia entre imágenes (Aguirre-Gutiérrez *et al.* 2012).

$$\hat{K} = \frac{n \sum_{i=1}^l a_{ii} - \sum_{i=1}^l (a_{i.} a_{.i})}{n^2 - \sum_{i=1}^l (a_{i.} a_{.i})} \quad (2)$$

## Áreas naturales persistentes

Las áreas naturales persistentes en el área de estudio durante el periodo 1984-2014 fueron identificadas a partir de los mapas temáticos de coberturas obtenidos y de los cambios ocurridos en el tiempo. Para este propósito se efectúa una comparación post-clasificación donde los mapas temáticos de cada año se contrastan para evidenciar cambios; este enfoque es de los más usados cuando se trata de imágenes con una resolución espacial como Landsat (McRoberts *et al.* 2010).

Las transiciones entre coberturas y las áreas que permanecen sin cambios son observadas mediante tabulación cruzada (Tang *et al.* 2012). En esta investigación fueron calculadas las matrices de transición de coberturas para los periodos 1984-1998 y 1998-2014 a partir de la herramienta de área tabulada del módulo de *Spatial Analyst* de ArcGIS 10.2. Se calculó la tasa anual de cambio para las áreas naturales asociadas al área de estudio ( $r$ ) a partir de la ecuación (3) propuesta por Puyravaud (2003), donde  $t_2$  y  $t_1$  son el año final e inicial respectivamente,  $A_2$  corresponde al área final y  $A_1$  al área inicial. Finalmente fueron extraídos los píxeles de la categoría áreas naturales de los mapas temáticos de los años 1984, 1998 y 2014, y mediante una operación de diferencia en álgebra de

mapas, se identificaron los píxeles que representan áreas naturales que han persistido durante el periodo de estudio.

$$r = \frac{1}{(t^2 - t^1)} \times \ln \frac{A_2}{A_1} \quad (3)$$

## Resultados

### Exactitud de clasificación supervisada de las imágenes satelitales

Dadas las similitudes y diferencias entre las firmas espectrales construidas para cada tipo de cobertura, la exactitud global de clasificación y el Kappa obtenidos fueron de 77,92 % y 0,64 para 1984; 80,26 % y 0,70 para 1998; 84,38 % y 0,76 para 2014. Para el caso específico de las áreas naturales y las áreas cultivadas, la exactitud de usuario obtenida es superior al 80 % (Tabla 4) garantizando así la calidad de los análisis posteriores (Mas *et al.* 2010), especialmente para evidenciar la dinámica de los cambios entre este par de coberturas. Por el contrario, el bajo nivel de exactitud en la clasificación de los píxeles de áreas construidas, otras coberturas y cuerpos de agua incide en la calidad final y en la exactitud global de los mapas temáticos obtenidos.

**Tabla 4.** Evaluación de exactitud de mapa temático de 1984, 1998 y 2014.

Clase cobertura	Exactitud usuario (%) 1984	Exactitud usuario (%) 1988	Exactitud usuario (%) 2014
Áreas naturales	81,10	90,08	95,35
Áreas cultivadas	89,74	85,71	84,58
Áreas construidas	26,67	61,11	68,42
Cuerpos de agua	100,00	27,27	71,43
Otras coberturas	25,00	61,11	82,00
Nubes	90,91	0,00	0,00
Sombras de nubes	50,00	--	--

### Cambios de cobertura de áreas naturales

Todas las coberturas (áreas naturales, áreas cultivadas, áreas construidas, cuerpos de agua y otras coberturas) muestran cambios en el periodo de estudio (Tabla 5). En el caso particular de las áreas naturales se observa una reducción cercana al 50 %, proceso asociado al aumento de las áreas cultivadas. Esta reducción es diferente para los subperiodos 1984-1998 y 1998-2014. En el primero la reducción de las áreas naturales fue del 13 % y en el segundo fue del 41 %; mientras que el aumento de áreas cultivadas para el primer subperiodo fue del 15 % y para el segundo fue del 21 %. Cuando se revisa la dinámica de la categoría otras coberturas, se observa una cifra supremamente alta, pues entre 1984 y 1998 aumentó su extensión en un 365 % mientras que entre 1998 y 2014 este incremento fue del 113 %. Es importante recordar que esta categoría incluye también áreas cultivadas que por sus características espectrales fueron clasificadas en forma separada.

Así mismo, la fluctuación en el tamaño de áreas construidas puede estar relacionada con errores generados en el proceso de clasificación de las

imágenes para cada año evaluado. En el caso específico de cuerpos de agua, además de lo anterior, otros factores que explicarían el fenómeno son las variaciones en los niveles del agua (las imágenes satelitales empleadas corresponden a diferentes periodos climáticos). Aunque esto es poco probable porque durante la inspección visual de las imágenes para construir la firma espectral de esta categoría, algunos pixeles habían cambiado de categoría, específicamente hacia cultivos.

A partir de la matriz de transición se pudo construir un diagrama donde se observa la dinámica de cambio ocurrido entre las áreas naturales y los otros tipos de coberturas (Alphan 2009). Las transiciones de coberturas para los periodos 1984-1998 y 1998-2014 presentan similitudes, especialmente para el caso de las transiciones ocurridas entre áreas naturales – áreas construidas, áreas naturales – otras coberturas, áreas naturales – áreas cultivadas. Para el primer periodo (Figura 2a), alrededor del 60 % de las áreas naturales permanecieron sin cambios. Las mayores pérdidas y ganancias se presentan en relación con las áreas cultivadas y otras coberturas, mostrando una

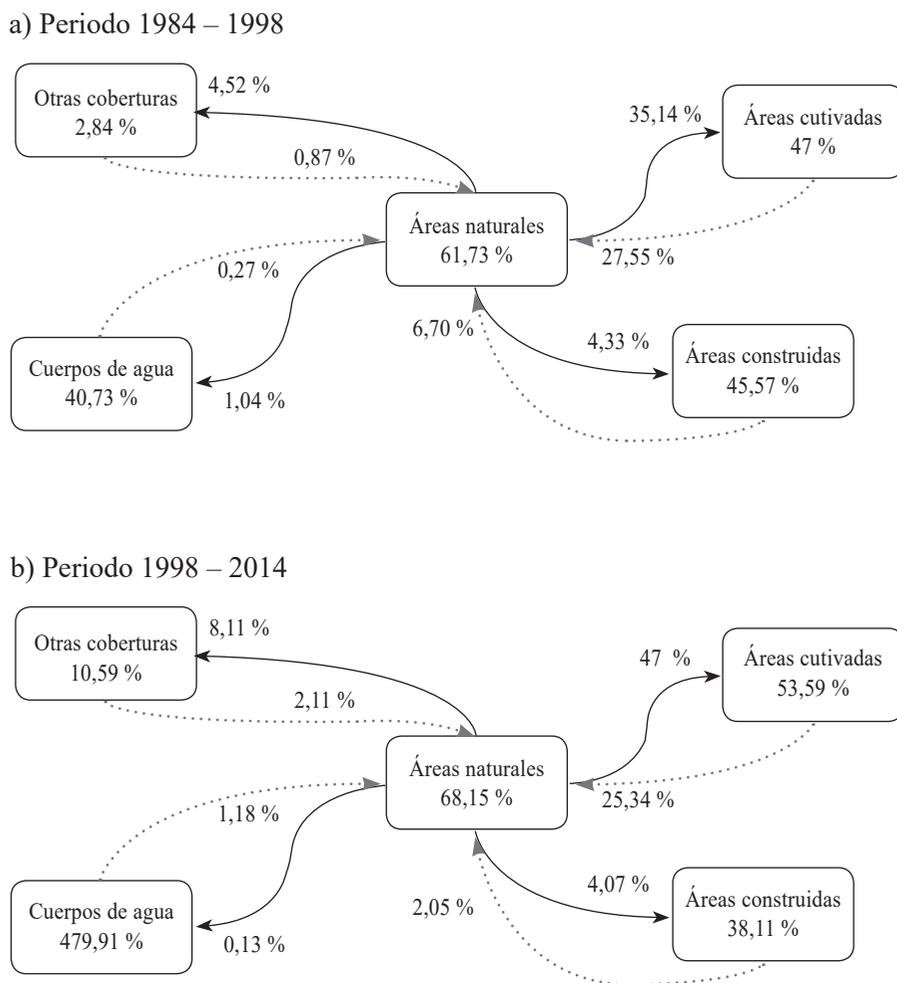
**Tabla 5.** Áreas de las diferentes coberturas identificadas en el área de estudio para el periodo 1984-2014.

Cobertura	1984		1988		2014	
	Área (ha)	Proporción (%)	Área (ha)	Proporción (%)	Área (ha)	Proporción (%)
Áreas naturales	154.777,57	44,10	134.463,00	38,31	78.951,62	22,50
Áreas cultivadas	137.573,81	39,20	159.260,07	45,38	192.788,45	54,93
Áreas construidas	41.366,14	11,79	26.211,75	7,47	31.257,67	8,91
Cuerpos de agua	4.256,80	1,21	7.192,99	2,05	3.572,45	1,02
Otras coberturas	4.237,43	1,21	19.698,28	5,61	41.888,78	11,94
Nubes	5.744,10	1,64	3.190,75	0,91	1.541,17	0,44
Sombras nubes	3003,98	0,86	942,99	0,27	959,70	0,27
<b>Total</b>	<b>350.959,83</b>	<b>100</b>	<b>350.959,83</b>	<b>100</b>	<b>350.959,83</b>	<b>100</b>

dinámica importante entre estas categorías. Para el segundo periodo (Figura 2b), permaneció el 68 % de las áreas naturales de aquellas que habían persistido en el periodo anterior. Sin embargo, entre 1998 y 2014 las áreas naturales transformadas hacia áreas cultivadas y otras coberturas aumentó reflejando cualitativamente un aumento en la transformación ocurrida en este lapso de tiempo.

El esquema de transiciones también está reflejando los errores presentados por el algoritmo de clasificación de las imágenes satelitales, específicamente en los cambios entre áreas construidas y áreas naturales. Si bien es cierto que es más probable que una zona

con vegetación sea convertida en área construida, es menos probable que un área construida se transforme en área natural. Al respecto, durante inspección visual se evidenció que algunos pixeles de áreas naturales fueron clasificados como áreas construidas, lo que puede estar asociado a procesos erosivos observados en algunas zonas de piedemonte, influyendo así que su respuesta espectral fuera similar al de áreas construidas. Sin embargo, la reducción de la tendencia de cambio desde las áreas construidas hacia las áreas naturales puede estar evidenciando que estos procesos erosivos son persistentes y por lo tanto, con el transcurso del tiempo estas zonas no puedan recuperarse sin intervención técnica.



**Figura 2.** Transiciones entre diferentes categorías de coberturas del suelo.

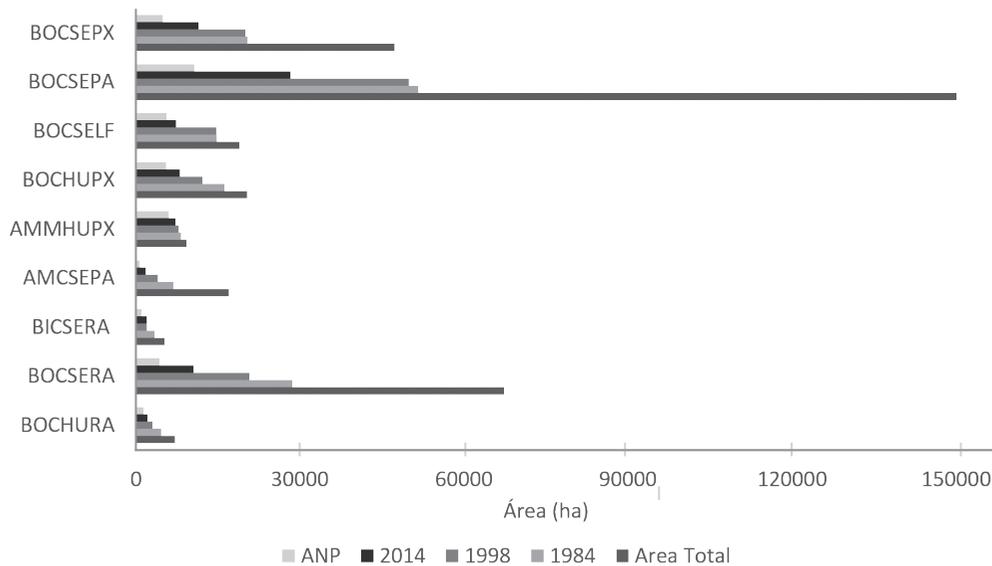
**Tasa de transformación de áreas naturales**

A partir de las áreas totales obtenidas para cada año se calculó la tasa anual de cambio de las áreas naturales asociadas a la zona de distribución potencial del bioma BsT en el Valle del Cauca. La tasa de transformación para el periodo 1984-1998 fue de -1 % año<sup>-1</sup>, mientras que para el periodo 1998-2014 fue de -3,33 % año<sup>-1</sup>. Estos valores fueron reportados erróneamente en Alvarado-Solano y Otero (2015b) al no reflejar la tasa en términos de porcentaje aunque las unidades así lo hicieren. Los resultados obtenidos evidencian que la reducción en la cobertura de las áreas naturales se concentró en los últimos 16 años, donde se triplicó la tasa de transformación de áreas naturales hacia áreas cultivadas.

Sin embargo, estos resultados no brindan un panorama detallado respecto a la localización de las mayores transformaciones. Es así que con el propósito de identificar las zonas que presentaron mayor o menor tasa de transformación, se efectuaron cálculos adicionales tomando como criterio de unidad de análisis los ecosistemas que componen los biomas ZAHTVC y HVC. Para cada ecosistema se determinó la cobertura de áreas naturales por año (Figura 3) y a partir de ésta se calculó la tasa de transformación específica (Figura 4). De este análisis se obtuvo

que los ecosistemas en los cuales fue más notoria la reducción de las áreas naturales fueron BOCSEPX, BOCSEPA y AMCSEPA del bioma ZAHTVC, y BOCSERA del bioma HVC, y que ya presentaban una cobertura de áreas naturales baja al inicio del periodo de estudio comparado con el área total del ecosistema.

El primero se localiza en el piedemonte de la cordillera Occidental desde el centro hasta el sur del área de estudio, el segundo está en la parte norte y muy cerca de la influencia del río Cauca, el tercero se encuentra a lo largo del valle geográfico, el cuarto se ubica en la porción central del sur del departamento y muy cerca al río Cauca, y el último corresponde al área de influencia del río Cauca. Respecto a la proporción de las áreas de cada ecosistema frente al área total del área de estudio BOCSEPX posee el 13 %; BOCSEPA el 45 %; AMCSEPA el 5 % de esta región y BOCSERA cubre el 19 %. BOCSEPX inició el periodo de estudio con el 64,5 % de su área total con áreas naturales, y finalizó el 2014 con el 29,31 %, es decir, una reducción del 54 %; BOCSEPA presentó una reducción total del 45 % y AMCSEPA una disminución del 73 % de su área natural en el periodo de estudio, siendo este último el más alto del bioma ZAHTVC. En el caso de los ecosistemas del bioma



**Figura 3.** Cambios en cobertura de áreas naturales entre 1984 y 2014 en los ecosistemas presentes en el área de estudio.

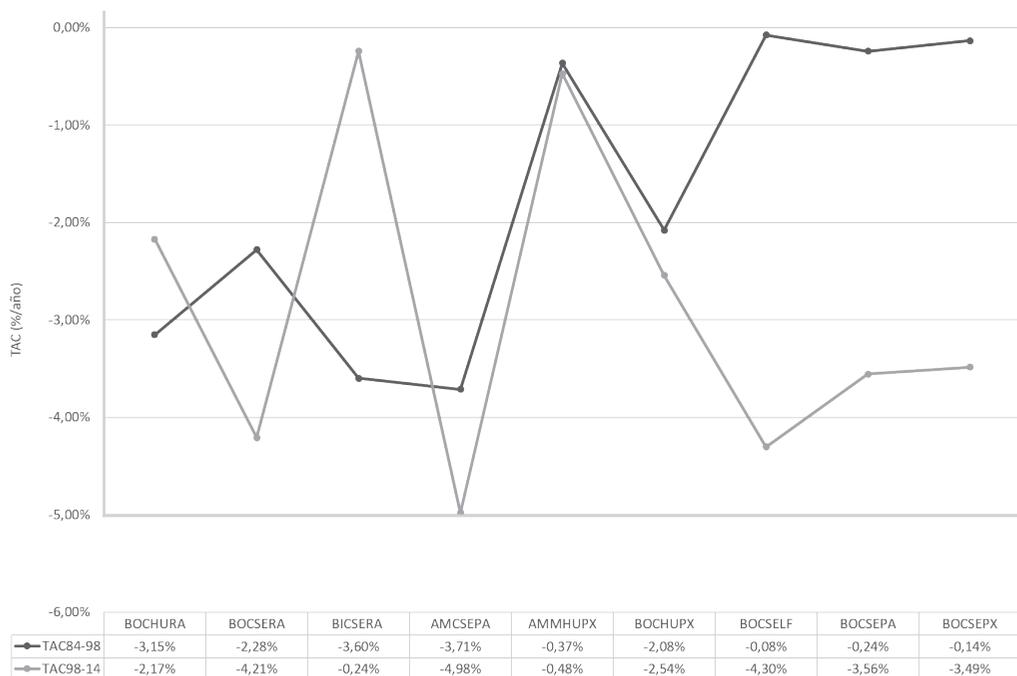


Figura 4. Tasa de transformación de áreas naturales por ecosistema.

HVC en BOCSERA la reducción fue mayor, siendo esta del 63 %.

La tasa de transformación por ecosistema (Figura 4) presenta dinámicas diferentes. Los valores más altos se localizaron en los ecosistemas BOCSEPX, BOCSEPA y AMCSEPA del bioma ZAHTVC y BOCSERA del bioma HVC. Adicionalmente, resalta el ecosistema BOCSELF como un ecosistema del ZAHTVC donde la tasa de transformación aumentó en el periodo 1998-2014. Por otro lado se observa una dinámica importante de recuperación de áreas naturales en los ecosistemas BOCHURA y BICSERA del bioma HVC, y AMMHUPX del ZAHTVC, en los cuales la tasa de transformación entre 1984-1998 y 1998-2014 disminuyó.

### Áreas Naturales Persistentes (ANP)

La operación de diferencia en el álgebra de mapas entre los mapas temáticos 1984-1998 y 1998-2014 produjo dos mapas intermedios de áreas naturales, luego estos dos mapas fueron nuevamente procesados en el álgebra de mapas para obtener el producto final donde

se reflejaron las áreas naturales que han persistido en la zona de distribución potencial del bioma BsT durante los últimos 30 años. En términos generales, de las 154.777 ha de áreas naturales que se encontraban en la zona de estudio (ZAHTVC+HVC) para 1984, representan el 11,4 % de esta, y corresponde al 26 % de aquellas que han persistido hasta 2014. Las ANP se concentran en AMMHUPX (65 %) y BOCSELF (30 %) del bioma ZAHTVC, y en BOCHURA (19 %) y BICSERA (18 %) del bioma HVC (Figura 3).

## Discusión

### Exactitud de la clasificación de las imágenes satelitales

Los resultados obtenidos en la exactitud global de los mapas temáticos de 1984, 1998 y 2014 son similares a los obtenidos en otras clasificaciones basadas en pixel, con valores entre el 73,3 % y el 75% (Mas *et al.* 2010); entre el 74 % y el 81 %, así como valores Kappa del 0,64 (Aguirre-Gutiérrez *et al.* 2012); y entre el 85 % y el 90 % (Abd El-Kawy *et al.* 2011). Aunque se considera satisfactoria una clasificación

general mayor al 75 % (Mas *et al.* 2010), la USGS recomienda una exactitud global del 85 % y una exactitud mínima por clase del 70 % cuando se usan productos Landsat (Bakr *et al.* 2010). Aunque las exactitudes globales obtenidas en esta investigación no cumplieron el nivel mínimo recomendado por la USGS, se debe tener en cuenta que esto se debe a los errores de asignación de píxeles de áreas construidas, cuerpos de agua, otras coberturas y nubes, que, al presentar valores espectrales similares entre ellos, disminuyeron considerablemente la exactitud global. Sin embargo, las áreas naturales y cultivadas fueron clasificadas en nivel de exactitud alto y el Índice Kappa fue nivel bueno o moderado (Congalton 2001, Aguirre-Gutiérrez *et al.* 2012), por lo tanto, los mapas temáticos obtenidos se consideraron confiables para proceder en las etapas subsiguientes de detección de cambios.

Para detectar cambios, la comparación post-clasificación es de los más exactos al minimizar los problemas asociados con imágenes adquiridas bajo diferentes condiciones atmosféricas (Abd El-Kawy *et al.* 2011). Generalmente las clases temáticas son identificadas por interpretación visual y aplicando el algoritmo *Maximum Likelihood* en la clasificación supervisada. El primero, garantiza la exactitud del procesamiento de datos y remueve inconsistencias entre imágenes adquiridas en diferentes años; ya que el investigador combina su conocimiento para diferenciar coberturas presentes en el área bajo evaluación a partir del color, forma, textura y patrones de la imagen (Ruelland *et al.* 2010). Por otro lado, *Maximum Likelihood* es el método paramétrico más eficiente para producir mapas temáticos (Aguirre-Gutiérrez *et al.* 2012) y junto a la interpretación visual para construir las firmas espectrales de cada clase temática, mejora la exactitud de clasificación aproximadamente en un 10 % (Shalaby y Tateishi 2007, citado por Abd El-Kawy *et al.* 2011).

Para minimizar el efecto de errores, todos los productos Landsat han sido previamente calibrados por cruzamiento bajo estándar radiométrico consistente para permitir su operatividad para el público (Hansen y Loveland 2012). Por este motivo, las imágenes TM

y OLI utilizadas en este estudio no fueron corregidas radiométrica ni atmosféricamente, teniendo en cuenta que estas correcciones tienen baja influencia sobre la exactitud de la clasificación de las imágenes (Bakr *et al.* 2010), y tampoco son necesarias para comparar mapas temáticos de imágenes clasificadas de forma independiente (Abd El-Kawy *et al.* 2011, Aguirre-Gutiérrez *et al.* 2012, Hansen y Loveland 2012). Sin embargo, la exactitud de clasificación depende también de la combinación de bandas que se usen para discriminar las coberturas en la imagen satelital.

Por un lado, la respuesta espectral observada de una cobertura depende de la cantidad de bandas empleadas y de su orden (Berberoglu y Akin 2009). Una combinación de las bandas del infrarrojo cercano, rojo e infrarrojo medio, proveen buen contraste para diferenciar diferentes tipos de vegetación y sus condiciones, así como para reducir efecto de aerosoles de la atmósfera, nubes y ángulo del sensor (Bakr *et al.* 2010). Por otro lado, si estadísticamente algunas firmas espectrales se superponen, un pixel puede ser asignado a la clase con la mayor probabilidad de acuerdo al umbral Guassiano que establece el algoritmo al construir la firma espectral para cada clase temática (Nahuelhual *et al.* 2012), ya que la asignación de un pixel a una clase y no a otra no solo depende de la varianza y la covarianza de las firmas de cada clase, sino del comportamiento espectral de dicho pixel (Aguirre-Gutiérrez *et al.* 2012). Esto induce errores durante la cuantificación de cambios, sea por comparación espectral o temática, sobre todo en las caracterizaciones espectrales individuales (Hansen y Loveland 2012). Esta heterogeneidad hace que el enfoque basado en pixel sea menos robusto, provocando el efecto sal y pimienta (Aguirre-Gutiérrez *et al.* 2012).

Esta variabilidad espectral es característica de la vegetación del bosque seco tropical. Este bioma es altamente estacional y la respuesta espectral sigue patrones anuales similares (Hesketh y Sánchez-Azofeifa 2014). En época de lluvias el dosel es uniformemente verde y en época seca se observa un mosaico complejo de hábitats con diferentes tasas de secamiento, de exposición de suelos y de edades de

sucesión (Janzen 1988). El mosaico comprende un rango de especies caducifolias, semicaducifolias y perennes que reflejan la heterogeneidad de factores ambientales (Albuquerque *et al.* 2012). La pérdida de follaje asociado a la estacionalidad de las lluvias se produce especialmente en estados sucesionales intermedios, pues el estado inicial tiene muchos *gaps* en el dosel y los estados tardíos presentan dosel cerrado y uniforme (Kalácska *et al.* 2005). Una indiferencia frente a esta variabilidad puede ser responsable para la tradicional tergiversación del BsT en las evaluaciones de coberturas basadas en satélites (Hesketh y Sánchez-Azofeifa 2014). Esta variabilidad fenológica podría explicar en parte la baja cobertura de áreas naturales identificadas en el mapa temático del año 2014, sumado a que en este año se presentó el fenómeno de El Niño.

Sumado a lo anterior, se debe tener presente el alto grado de reducción en la extensión del BsT. Las áreas donde se localiza, generalmente se componen de parches dispersos de vegetación leñosa, arbustos y pasturas que presentan un único estrato de coronas de árboles con alturas máximas de aproximadamente 6-8 m (Arroyo-Mora *et al.* 2005). Por ello, la cantidad de tierra dedicada a pasturas y suelos expuestos conduce a que los píxeles de bosque seco, sea que se encuentren en etapa sucesional temprana o que estén altamente perturbados, sean incluidos con una alta probabilidad en otro tipo de coberturas (Portillo-Quintero y Sánchez-Azofeifa 2010), y haciéndolos más sensibles durante la clasificación de la imagen (Mas y Navarrete 2010). Esto se pudo evidenciar en los suelos erosionados en la zona de piedemonte del costado oriental de la cordillera Occidental y el costado occidental de la cordillera Central, al igual que en los parches más pequeños inmersos en las áreas cultivadas. Estas áreas pequeñas y dispersas son difíciles de detectar pues generan cambios sutiles en los valores de reflectancia lo que lleva a subestimarlos (Prishchepov *et al.* 2012).

Pese a que se recomienda el uso de imágenes colectadas durante la época seca para evidenciar las propiedades estructurales del bosque seco, por ser estas más pronunciadas y distintivas, facilitando su

reconocimiento en medio de otro tipo de coberturas (Kalácska *et al.* 2007, Portillo-Quintero y Sánchez-Azofeifa 2010); se debe considerar que los cambios en el cerramiento del dosel y el aglomerado de las hojas con la copa también pueden inducir variaciones en la reflectancia (Hesketh y Sánchez-Azofeifa 2014), y dadas las condiciones de alta fragmentación donde los efectos del suelo son más sentidos en las áreas de bajo cerramiento del dosel (Hesketh y Sánchez-Azofeifa 2014), sería recomendable utilizar imágenes satelitales tanto de épocas secas como de lluvias en un mismo año para reconocer los cambios fenológicos y sucesionales, y más importante, reconocer el efecto de la fenología de la vegetación natural del bosque seco sobre la estimación del área de extensión de este bioma.

Para ello se debe tener en cuenta que, durante la época húmeda, los pequeños árboles, arbustos y herbáceas junto a pasturas forman un sotobosque grueso confundiendo la firma espectral en las áreas abiertas y llenando las lagunas de la copa de las etapas temprana e intermedia que comienza a asemejarse a la de un dosel de bosque maduro. En una época seca, los diferentes estadios de regeneración son claramente resaltados en la respuesta espectral y la confusión con herbáceas del sotobosque es minimizada. Sin embargo, la dificultad de adquirir imágenes libres de nubes en la época de lluvias afecta la capacidad para definir la localización y nivel de sucesión de bosque seco durante la época de dosel con hojas. Este problema contribuye a una subestimación sistemática de la extensión BsT a nivel regional y tal vez mundial (Arroyo-Mora *et al.* 2005). Debido a la heterogeneidad inherente dentro de cada etapa sucesional y el paisaje como un todo para cada característica de estructura y diversidad, es importante el uso de una técnica de inferencia que no se vea influenciada por valores atípicos (Portillo-Quintero y Sánchez-Azofeifa 2010).

### **Cambios históricos de uso del suelo**

Es reconocido que el uso económico potencial del suelo es uno de los factores que incide significativamente en los procesos de deforestación y fragmentación (Gasparri y Grau 2009). En el caso del valle geográfico del río Cauca, la transformación

del paisaje se ha dado en tres momentos. El primero fue hace unos 10.000 años con los asentamientos de comunidades indígenas (Patiño 1975), el segundo con la llegada de los españoles en el siglo XVI (Patiño 1975, Rivera *et al.* 2006) y el tercer momento estuvo marcado por la influencia de políticas económicas continentales hacia mediados del siglo XX, este último y más trascendental fue consecuencia del bloqueo económico realizado por los Estados Unidos hacia Cuba en 1962, situación que impulsó la industria azucarera en la región (Rivera *et al.* 2006).

Aunque en la región las haciendas ganaderas y trapiches de caña de azúcar presentaron pocas modificaciones en términos de producción entre mediados del 1500 hasta la mitad de 1900, fue la relevancia dada a la agricultura tecnificada sobre la ganadería lo que indujo el cambio drástico ocurrido en la zona plana del Valle del Cauca (Patiño 1975, Rivera *et al.* 2006). Dicho cambio aconteció a inicios de 1950, cuando la reconversión de predios ganaderos hacia la siembra de caña de azúcar triplicó el área sembrada de este cultivo hacia 1970, cultivos industriales como el algodón, soya y sorgo también aumentaron el área en casi diez veces, para un total de 241.251 ha sembradas en el valle geográfico. Como resultado la proporción de cultivos de pequeños predios como el frijol, el plátano y la yuca se vio reducida (Rivera *et al.* 2006).

En el último momento de transformación se evidencia un patrón en los cambios de cobertura del suelo. Hacia 1940, la influencia de la ganadería fue importante y esto se refleja en las 70.000 ha dedicadas a esta actividad frente a las 10.000 ha destinadas al cultivo de caña. La actividad ganadera se concentraba en el norte, en los municipios de Zarzal, Roldanillo, Bolívar, La Unión, mientras que la cañicultura se estableció en los alrededores de municipios como Palmira y La Paila donde se encontraban los ingenios de Manuelita, Providencia y Riopaila. Cultivos como el tabaco se implementaron en los municipios de Toro y Bolívar, y cultivos como el sorgo y la soya fueron impulsados en municipios como Bugalagrande, Buga, Tulúa, Cartago y Zarzal por la creciente industria de concentrados para animales (Rivera *et al.* 2006). Sin

embargo, aún se apreciaban áreas naturales en zona de ladera y piedemonte sobre las cordilleras Central y Occidental y al sur del departamento en el municipio de Jamundí, donde se sembraban cultivos de pancoger y otros como cacao y plátano, conservando los árboles del estrato de dosel o de sotobosque (Rivera *et al.* 2006), asimilándose a un arreglo silvopastoril o agroforestal.

Otros lugares donde aún se conservaban áreas naturales en la última etapa de transformación fueron los humedales, el río Cauca, sus afluentes y madre viejas. La vegetación riparia asociada a estos permaneció intacta hasta que el proceso de desarrollo económico de la región promovió la regulación del caudal del río Cauca (Rivera *et al.* 2006). Las inundaciones inhabilitaban 87.400 ha proyectadas para la implementación de sistemas intensivos de producción en el costado oriental del río Cauca y junto a 15.286 ha de humedales se veía reducida en un 25 % el área que se podía destinar con fines agrícolas. Es así que para el periodo 1950-1970, el 78 % del área de humedales habían desaparecido y se comenzó la construcción de jarillones sobre el río Cauca para mitigar el impacto de las inundaciones (Rivera *et al.* 2006). Las inundaciones en época de lluvias desvalorizaban las tierras aledañas a humedales, a los ríos y a las madre viejas, esto llevó a la materialización del proyecto de la represa de Salvajina hacia 1984 y su entrada en operación un año después (Rivera *et al.* 2006, CVC y Univalle 2007). Todo esto resultó en una reducción total del 82 % del área de cuerpos de agua que estuvo además acompañada por la desecación y uso agrícola de los humedales y madre viejas que fueron rellenados para fines agrícolas (Parra y Hernández 2010).

Otro factor influyente en la transformación del paisaje fue la época de violencia entre los partidos Liberal y Conservador, lo que condujo no sólo al desplazamiento de campesinos que vivían en las laderas y en municipios de Bugalagrande, Tulúa, Cartago, Buga, Zarzal, Obando y La Victoria, sino además a cambios en el patrón de tenencia de la tierra (Rivera *et al.* 2006).

### Efectos de los cambios de cobertura

Se ha reconocido que todos los ecosistemas están sujetos a diferentes tipos de perturbaciones, naturales y antrópicos, lo que induce dinámicas a nivel espacial y temporal que se reflejan a nivel de paisaje (Vargas 2011). La conversión de la cobertura vegetal de bosque seco hacia cultivos ha tenido implicaciones muy importantes en la fragmentación de hábitats para las diferentes especies (Carvajal-Cogollo y Urbina-Cardona 2008, Rodríguez *et al.* 2012). Esta conversión de coberturas es una de las perturbaciones antrópicas más importantes sobre los ecosistemas tropicales (Vargas 2011). Las consecuencias se observan, por un lado, en la alteración de los ciclos biogeoquímicos y de las condiciones climáticas (MEA 2005); y por otro, en una mayor mortalidad de árboles, en el bajo desempeño de las plántulas reduciendo así el potencial regenerativo de los bosques (Benítez-Malvido 1998, citado por Vargas 2012). En el contexto del cambio climático, la deforestación y degradación de bosques aporta entre el 6 y 17 % de las emisiones de gases de efecto invernadero (Tang *et al.* 2012).

Pese a la deforestación y el proceso de fragmentación y degradación de bosque seco en el departamento del Valle del Cauca, los resultados evidencian que durante los últimos 30 años las áreas naturales asociadas a dicho bioma han sido un elemento importante en el paisaje. Para el año 1984 se observó una predominancia de coberturas naturales en el área de estudio, aproximadamente del 44 %, frente a un 38 % de áreas cultivadas (Tabla 1). Sin embargo, en los últimos 16 años se ha observado una aceleración en la tasa de pérdida de cobertura vegetal, lo que se ve representado en una pérdida total de estas en un 51 % para el 2014. Las áreas naturales en el periodo de estudio se concentraron en las riberas del río Cauca y afluentes, madre viejas y humedales, así como en el piedemonte y laderas. En estos últimos, el cambio hacia pasturas para ganadería ha generado procesos erosivos que se ven reforzados por las condiciones climáticas locales, especialmente en el costado oriental de la cordillera Occidental (Rivera *et al.* 2006).

La pérdida de los estratos característicos del bosque seco tropical y su reemplazo por gramíneas y arbustos espinosos puede llevar a un proceso de degradación irreversible conocido como aridización, y que es reforzado por el pastoreo continuo y la erosión hídrica induciendo la pérdida de la fertilidad del suelo así como de la biodiversidad local y regional (Valencia-Duarte *et al.* 2012). Otros efectos negativos de la intensificación del uso del suelo por actividades agrícolas se observan en dos de los procesos ecológicos más importantes, la alteración de la producción primaria y la descomposición (Duro *et al.* 2014), también en el albedo, la emisividad y la transpiración (Zhu y Woodcock 2014) procesos en los que la vegetación natural participa en la regulación climática regional.

Aunque se observa una tendencia general de reducción de las áreas naturales, existen diferencias entre cada uno de los ecosistemas presentes. Los más afectados son precisamente aquellos ubicados en el piedemonte y asociados a toda la zona inundable del río Cauca, como BOCSEPX, BOCSELF, BOCSEPA y AMCSEPA del bioma ZAHTVC y BOCSEPA del bioma HVC. Sin embargo, la reducción de la tasa de transformación observada en ecosistemas como BOCHURA y BICSERA del bioma HVC, y AMMHUPX del bioma ZAHTVC podría estar relacionada con factores asociados a estrategias de conservación. Por un lado, en BICSERA se encuentra la Laguna de Sonso, que fue convertida en Reserva Natural en 1978 para reducir el deterioro producido por prácticas de manejo inadecuados, y para conservar su biodiversidad representada en la avifauna acuática residente y migratoria (CVC y Asoytoco 2007). Esta característica impulsó que fuera catalogada como área de importancia de las aves (AICA) por BirdLife International en el 2003 (CVC y Asoytoco 2007). Recientemente la laguna de Sonso ha sido declarada como Distrito Regional de Manejo Integrado bajo las consideraciones de homologación de figuras de conservación de acuerdo a lo contemplado por el Decreto 1076 de 2015 (Acuerdo CVC 105 de 2015).

Por otro lado, los ecosistemas BICSERA y AMMHUPX, ambos localizados en el sur del área de estudio, específicamente en el municipio de Jamundí, aunque también redujeron su tasa de reducción de áreas naturales, no están asociados a ninguna unidad que se encuentre bajo alguna figura de conservación, por lo que las razones para sustentar esta dinámica son desconocidas. Sin embargo, es importante tener presente que es precisamente la zona sur de la región donde fue visible la pérdida general de áreas naturales, por lo que conciliar esta aparente incongruencia requeriría análisis más detallados que se escapan de los alcances de este trabajo.

### **Oportunidades para la restauración**

La dinámica de cambio entre las áreas naturales y cultivadas se caracteriza por ser un proceso de doble vía que no implica necesariamente la pérdida total de las coberturas naturales. Si bien se desconoce el estado sucesional de las áreas naturales que han persistido en el área de distribución potencial de bosque seco del VGRC del departamento, éstas representan una oportunidad para su restauración. Sin embargo, es importante reconocer que en términos de conservación de la biodiversidad una transición de cobertura boscosa natural hacia cultivos presume una afectación negativa mayor en términos de pérdida de elementos biológicos, que la ganancia en estos cuando un área cultivada es abandonada, ya que la recuperación está determinada por la velocidad de desarrollo del ecosistema y por la frecuencia e intensidad de la perturbación (Vargas 2011). Aquellas zonas, como por ejemplo la zona de influencia de la Laguna de Sonso, donde se evidenció recuperación temporal de áreas naturales que luego retornaron a la actividad productiva inicial no aportan elementos para la restauración. En este sentido, se reconoce la importancia que representa la homologación en la denominación del área protegida de forma que incida y fortalezca en procesos de recuperación y mantenimiento de la biodiversidad en este corredor biológico. Por ejemplo, dado que el crecimiento de las plantas requiere más tiempo en zonas secas porque dependen de la disponibilidad de agua, su escasez la convierte en uno de los principales obstáculos para

la restauración del BsT (Fajardo *et al.* 2013). En este escenario, la disponibilidad de este elemento en los humedales y zonas inundables del río Cauca, puede conducir a facilitar procesos de restauración activa, por un lado porque pueden convertirse en bancos de semillas, y por otro, se facilita el transporte y asimilación de nutrientes para las plantas, favoreciendo así la recuperación de la cobertura de BsT (Fajardo *et al.* 2013).

El abandono de áreas agrícolas tiene consecuencias ambientales importantes pues a través de estas áreas se pueden reconectar fragmentos de bosque que se encontraban separados, siempre y cuando estas áreas abandonadas no reinicien actividades productivas intensivas. Sumado a esto, las áreas abandonadas que muestran etapas de sucesión ecológica tempranas evidencian un incremento de la diversidad biológica (Prishchepov *et al.* 2012), por lo que es importante considerar la temporalidad del abandono de estas prácticas de uso del suelo y el reconocimiento de sus causas, ya que pueden aportar insumos para iniciar y fomentar acuerdos de restauración e iniciativas de conservación con los propietarios de los predios involucrados. Por ende, dada la recuperación temporal observada, así como la dinámica de intercambio entre áreas naturales y áreas cultivadas, es posible asumir que la capacidad de recuperación del bosque seco no se ha perdido.

La dinámica de la vegetación del BsT está asociada a la temporalidad de las lluvias, por lo que se puede asumir que, durante la época seca, especies pioneras herbáceas recolonizan espacios abandonados, siempre y cuando exista disponibilidad de estas en el banco de semillas del suelo o se encuentre una fuente cercana de propágulos, opciones que estarán relacionados con la severidad y recurrencia del disturbio. Lo anterior implica profundizar en el estudio de los estados sucesionales de dichas zonas con el fin de reconocer las posibles trayectorias de recuperación (Vargas 2011). Por ejemplo, es posible aplicar como primera medida de restauración, el abandono, que, siendo una técnica de restauración pasiva, permitiría reconocer las trayectorias de sucesión ecológica, así como los efectos de los diferentes tipos de disturbio

y su intensidad sobre la estructura, composición y función del ecosistema. Este podría ser el caso de pastizales abandonados; sin embargo, si las propiedades físicoquímicas y biológicas del suelo también han sido alteradas, como sucede en zonas de cultivo, las actividades de restauración se enfocarían inicialmente en la recuperación del suelo (Márquez-Huitzil 2005).

No se puede desconocer que la deforestación y alta fragmentación de las formaciones vegetales asociadas al bioma Bosque Seco Tropical en el valle geográfico del río Cauca tuvieron un efecto negativo en la generación de estrategias de conservación a escala regional. La atención de investigadores y tomadores de decisiones se enfocó en las pocas áreas remanentes que aún conservaban la estructura y composición característica de bosque seco, siendo estas las áreas que fueron priorizadas y conservadas bajo alguna figura de conservación pública o privada. El hecho de que se hayan podido identificar otras áreas naturales permitirá consolidar núcleos y corredores de restauración entre las áreas conservadas y las áreas naturales persistentes, de forma que se contribuya a reducir el estado crítico en el que ha sido categorizado el valle geográfico por World Wildlife Foundation (Locklin s.f. en: <http://www.worldwildlife.org/ecoregions/nt0207>).

La implementación de un programa de monitoreo de estrategias de restauración a escala regional requiere una comprensión de la complejidad del paisaje (Tang *et al.* 2012). La temporalidad del monitoreo es uno de los principales factores a tener en cuenta, para ello, el programa debe estar soportado en diferentes fuentes de imágenes adquiridas por sensores remotos, en sistemas de información geográfico preferiblemente de código abierto, así como de trabajo de campo para identificar y verificar las áreas potenciales y realizar seguimiento de aquellas bajo diferentes estrategias de restauración (Alphan *et al.* 2009). En el caso de paisajes agrícolas, los mapas temáticos de coberturas del suelo derivados de imágenes satelitales son el primer paso que brindan elementos para iniciar un programa de monitoreo (Duro *et al.* 2014), sobre todo porque se

pueden aplicar métricas que facilitan la modelación de las interacciones entre los componentes del paisaje y los procesos ecológicos allí presentes (Tang *et al.* 2012).

La formulación e implementación de un programa de monitoreo de procesos de restauración de bosque seco tropical, especialmente en el Valle del Cauca, contribuiría a metas de conservación de biodiversidad a diferentes escalas (Castro *et al.* 2003), garantizando a futuro su sustentabilidad y los servicios ecosistémicos (Vargas 2011), especialmente los procesos ecológicos que influyeron en la fertilidad de sus suelos y la regulación del clima, características muy importantes que potenciaron el desarrollo agroindustrial de la región. Lo anterior se ve fortalecido con el Plan Nacional de Restauración – PNR (MADS 2015) y el Plan de Ordenamiento Territorial Departamental del Valle del Cauca – POTDVC (Londoño y Falla 2014). En el primero, se propone un ejemplo para el monitoreo a la restauración de bosque seco que involucra dentro de sus objetivos, la recuperación de hábitat, de conectividad, de cobertura vegetal, de biodiversidad y de especies nativas. Todas estas a nivel de terreno, por lo que el monitoreo basado en sensores remotos sería un insumo que permitiría evaluar a escala del paisaje el comportamiento del bioma, aportando al cumplimiento de varias acciones contempladas en la Fase I del Plan.

En cuanto al POTDVC, el corredor del río Cauca es reconocido como eje articulador y base del desarrollo económico y cultural, y por ello su Zona Forestal Protectora (ZFP) es la base natural para el sostenimiento ecosistémico y socioeconómico del departamento. Las áreas naturales persistentes identificadas en este corredor aportan elementos claves para justificar una ordenación clara de los suelos de la ZFP del río Cauca en los respectivos Planes de Ordenamiento Territorial de los municipios con influencia sobre este. Las ANP también contribuirían a fortalecer el Sistema Departamental de Áreas Protegidas – SIDAP, y que el POTDVC considera insumo importante para determinar la estructura natural de soporte del territorio.

La restauración del bosque seco tropical en el Valle del Cauca debe comenzar por una ordenación ecológica del territorio, promoviendo una heterogeneidad espacial con el fin de mantener una integridad funcional y favorecer los procesos ecológicos en todos los niveles de organización biológica. De esta manera se inducirá una sinergia entre los procesos ecológicos y sociales a través del aprovechamiento de los servicios ecosistémicos del bosque seco y los procesos de retroalimentación del componente antrópico del sistema (Odum y Barret 2006). En este sentido, la regulación de las actividades humanas debe ser una prioridad (Sánchez 2009). La mejor herramienta es una legislación efectiva que regule los usos del suelo en paisajes muy fragmentados (Gasparri y Grau 2009). En el caso del valle geográfico del río Cauca donde la matriz del paisaje corresponde a cultivos de caña de azúcar, esta debe transformarse de manera que se convierta en un mosaico de hábitats de diferentes grados de sucesión que amortigüe los efectos negativos de la fragmentación del ecosistema a diferentes escalas espaciales para las especies asociadas (Herrera 2011), manteniendo a su vez las ANP en el tiempo e incluir nuevas áreas como producto de un programa de monitoreo y del diseño e implementación de incentivos para la restauración.

Dado que es poco el conocimiento que se tiene acerca de las respuestas ecológicas y humanas por la transformación del paisaje, la mejor gestión debe ser activa y adaptativa. Esto demanda diseñar programas de gestión que faciliten evaluar el funcionamiento e interacción de los componentes de los diferentes ecosistemas con el fin de reducir la incertidumbre alrededor de éstos. Dichos programas deben apoyarse en sistemas de monitoreo de los servicios ecosistémicos, sus interrelaciones y su influencia sobre el bienestar humano, así como comprender los cambios no lineales debido a las perturbaciones inducidas constantemente por las actividades humanas (MEA 2005). Es así que la generación de información de línea base es el primer insumo requerido a partir de la cual puedan diseñarse indicadores de estado, de seguimiento y gestión, y es así como los resultados de la presente investigación contribuyen con este propósito.

## Conclusiones

Es una realidad que la estructura, composición y función del bosque seco tropical ha cambiado en las últimas décadas en el Valle del Cauca. En este sentido, es importante apoyarse en áreas naturales presentes en su área de distribución potencial para el diseño de estrategias de restauración y conservación, en las que la flora y fauna pueda recuperarse o retornar, además de fomentar y fortalecer las interacciones que soportan los procesos ecológicos que sostienen estos ecosistemas.

La generación de información base debe ser una prioridad para el monitoreo del estado del bosque seco, e incorporar información socioeconómica que facilite la modelación bajo diferentes escenarios de cambio climático para tomar decisiones acertadas en el futuro, así como de los cambios estacionales asociados a la fenología de la vegetación del bioma de bosque seco y de sus diferentes estados sucesionales a partir de sensores remotos.

El futuro del bosque seco está ligado a las decisiones que se toman respecto a los usos del suelo y a las prioridades económicas y políticas para la región. De allí lo valioso de iniciar procesos comunitarios, para que sean las personas que dependen de este, quienes apropien herramientas y estrategias de aprovechamiento y uso sostenible de la biodiversidad y de los demás recursos naturales que se encuentran en una de las áreas de distribución potencial de bosque seco del país y que representa un desafío institucional, académico y socio-económico para su restauración.

## Agradecimientos

Al Laboratorio de Sistemas de Información Geográfica de la Universidad Nacional de Colombia, sede Palmira por el apoyo brindado al desarrollo de esta investigación. Al grupo de investigación en Orquídeas, Ecología y Sistemática Vegetal de la Universidad Nacional de Colombia, sede Palmira (COL 0066015) por su apoyo en el desarrollo de la Tesis de Maestría titulada “Dinámica Espacio – Temporal de la Cobertura de Bosque Seco Tropical en

el departamento del Valle del Cauca” del programa de posgrado en Ingeniería Ambiental de la Universidad Nacional de Colombia, sede Palmira, dentro del cual se enmarca esta investigación. A la Universidad Nacional de Colombia por las becas otorgadas a través de las diferentes modalidades, auxiliar docente (Resolución No. 779 del 30 de agosto de 2013) y asistente docente (Resolución No. 142 del 24 de febrero de 2014) dentro del proyecto “Apoyo a estudiantes de posgrado de la Universidad Nacional de Colombia con buen desempeño académico”. Finalmente, agradecemos los comentarios y sugerencias realizados por los pares evaluadores que enriquecieron significativamente este manuscrito.

Este artículo de investigación es derivado de la tesis de Maestría Dinámica espacio-temporal de la cobertura de bosque seco tropical en el departamento del Valle del Cauca desarrollado en la Maestría en Ingeniería Ambiental de la Universidad Nacional de Colombia Sede Palmira. El objetivo general de la tesis de maestría fue determinar la dinámica espacio-temporal de la cobertura de bosque seco tropical en el valle geográfico del río Cauca jurisdicción del departamento del Valle del Cauca. La defensa de la tesis se llevó a cabo el día 22 de octubre de 2015 y el diploma de Magister fue entregado en ceremonia de grado realizada el 01 de abril de 2016.

## Bibliografía

- Abd El-Kawy, O. R., J. K. Rød, H. A. Ismail y A. S. Suliman. 2011. Land use and land cover change detection in the western Nile delta of Egypt using remote sensing data. *Applied Geography* 31: 483–494. DOI:10.1016/j.apgeog.2010.10.012
- Aguirre-Gutiérrez, J., A. C. Seijmonsbergen y J. F. Duivenvoorden. 2012. Optimizing land cover classification accuracy for change detection, a combined pixel-based and object-based approach in a mountainous area in Mexico. *Applied Geography* 34: 29–37. DOI:10.1016/j.apgeog.2011.10.01
- Ahlqvist, O. 2008. Extending post-classification change detection using semantic similarity metrics to overcome class heterogeneity: A study of 1992 and 2001 U.S. National Land Cover Database changes. *Remote Sensing of Environment* 112: 1226–1241. DOI: 0.1016/j.rse.2007.08.012
- de Albuquerque, U. P., E. de Lima, A. C. A. El-Deir, A. L. A. de Lima, A. Souto, B. M. Bezerra, E. M. N. Ferraz, E. M. X. Freire, E. V. de S. B. Sampaio, F. M. G. Las-Casas, G. J. B. de Moura, G. A. Pereira, J. G. de Melo, M. Alves Ramos, M. J. N. Rodal, N. Schiel, R. M. de Lyra-Neves, R. R. N. Alves, S. M. de Azevedo-Júnior, W. R. Telino y W. Severi. 2012. Caatinga Revisited: Ecology and Conservation of an Important Seasonal Dry Forest. *Scientific World Journal* 2012: 1–18. Article ID 205182. DOI:10.1100/2012/205182
- Alphan, H., H. Doygun y Y. I. Unlukaplan. 2009. Post-classification comparison of land cover using multitemporal Landsat and ASTER imagery: the case of Kahramanmaraş, Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment* 151: 327–336. DOI: 10.1007/s10661-008-0274-x
- Alvarado-Solano, D. P. y J. T. Otero. 2015a. Distribución espacial del bosque seco tropical en el Valle del Cauca, Colombia. *Acta Biológica Colombiana* 20 (3): 141–153. DOI: 10.15446/abc.v20n3.46703
- Alvarado-Solano, D. P. y J. T. Otero-Ospina. 2015b. Dinámica espacio-temporal de Bosque Seco Tropical en el Valle del Cauca, Colombia. *En: Memorias Congreso Colombiano de Botánica, Colombia*. 279 pp.
- Araque, L. y A. Jiménez. 2009. Caracterización de firma espectral a partir de sensores remotos para el manejo de sanidad vegetal en el cultivo de palma de aceite. *Palmas* 30 (3): 63–79.
- Arcila, A. M., C. Valderrama y P. Chacón de Ulloa. 2012. Estado de fragmentación del bosque seco de la cuenca alta del río Cauca, Colombia. *Biota Colombiana* 13 (2): 86–101.
- Armbrecht, I. y P. Ulloa-Chacón. 1999. Rareza y diversidad de hormigas en fragmentos de bosque seco colombianos y sus matrices. *Biotropica* 31 (4): 646–653. DOI: 10.1111/j.1744-7429.1999.tb00413.x
- Armenteras, D., N. Rodríguez, J. Retana y M. Morales. 2011. Understanding deforestation in montane and lowland forests of the Colombian Andes. *Regional Environmental Change* 11 (3): 693–705. DOI: 10.1007/s10113-010-0200-y
- Armenteras, D., E. Cabrera, N. Rodríguez y J. Retana. 2013. National and regional determinants of tropical deforestation in Colombia. *Regional Environmental Change* 13 (2): 1181–1193. DOI: 10.1007/s10113-013-0433-7
- Arroyo-Mora, J. P., G. A. Sánchez-Azofeifa, M. E. R. Kalacska, B. Rivard, J. C. Calvo-Alvarado y D. H. Janzen. 2005. Secondary Forest Detection in a Neotropical Dry Forest Landscape Using Landsat 7 ETM+ and IKONOS Imagery. *Biotropica* 37: 497–507. DOI:10.1111/j.1744-7429.2005.00068.x

- Bakr, N., D. C. Weindorf, M. H. Bahnassy, S. M. Marei y M. M. El-Badawi. 2010. Monitoring land cover changes in a newly reclaimed area of Egypt using multi-temporal Landsat data. *Applied Geography* 30: 592–605. doi:10.1016/j.apgeog.2009.10.008
- Ballesteros, C., K. Reyes y J. Racero. 2009. Estructura poblacional y etología de *Bradypus variegatus* en fragmento de bosque seco tropical, Córdoba - Colombia. *Revista MVZ Córdoba* 14 (3): 1812–1819.
- Barraza, J., J. M. Montes, N. J. Martínez y C. Deloya. 2010. Ensamblaje de escarabajos coprófagos (Scarabaeidae: Scarabaeinae) del Bosque Tropical Seco, Bahía Concha, Santa Marta (Colombia). *Revista Colombiana de Entomología* 36 (2): 285–291.
- Berberoglu, S. y A. Akin. 2009. Assessing different remote sensing techniques to detect land use/cover changes in the eastern Mediterranean International. *Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 11: 46–53. DOI: 10.1016/j.jag.2008.06.002
- Boca, T. y G. Rodríguez. s.f. Métodos estadísticos de la evaluación de la exactitud de productos derivados de sensores remotos. Documento Técnico. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Argentina. 24 pp.
- Bonilla, R., B. Roncallo, J. Jimeno y T. García. 2008. Producción y descomposición de la hojarasca en bosques nativos y de *Leucaena* sp., en Codazzi, César. *Revista Corpoica-Ciencia y Tecnología Agropecuaria* 9 (2): 5–11.
- Carvajal-Cogollo, J. E. y J. N. Urbina-Cardona. 2008. Patrones de diversidad y composición de réptiles en fragmentos de bosque seco tropical en Córdoba, Colombia. *Tropical Conservation Science* 1 (4): 397–416.
- Cavelier, J. y A. Etter. 1995. Deforestation of montane forest in Colombia as a result of illegal plantations of opium (*Papaver somniferum*). Pp: 125-137. En: Churchill, S. P., H. Balslev, E. Forero y J. L. Luteyn (Eds.). Biodiversity and conservation of neotropical montane forest. The Nueva York Botanical Garden, Nueva York.
- Congalton, R. G. 2001. Accuracy assessment and validation of remotely sensed and other spatial information. *International Journal of Wildland Fire* 10: 321–328.
- Corporación Autónoma del Valle del Cauca - CVC y Universidad del Valle – Univalle. 2007. Capítulo 3. Generalidades del Embalse de Salvajina. Volumen V. Proyecto de Modelación del Río Cauca PMC Fase III. Santiago de Cali. 39 pp.
- Corporación Autónoma del Valle del Cauca - CVC y Asociación de Usuarios para la Protección y Mejoramiento de las Cuencas Hidrográficas de los Ríos Yotoco y Mediacanoa - Asoyotoco. 2007. Plan de Manejo Ambiental Integral Humedal Laguna de Sonso. Santiago de Cali. 355 pp.
- Duro, D., J. Girard, D. King, L. Fahrig, S. Mitchell, K. Lindsay y L. Tischendorf. 2014. Predicting species diversity in agricultural environments using Landsat TM imagery. *Remote Sensing of Environment* 144: 214–225. DOI:10.1016/j.rse.2014.01.001
- Espírito-Santo, M., A. Sevilha, F. Anaya, R. Barbosa, G. Fernandes, G. A. Sánchez-Azofeifa, A. Scariot, S. E de Noronha y C. Andrade. 2009. Sustainability of tropical dry forests: Two case studies in southeastern and central Brazil. *Forest Ecology and Management* 258: 922–930. DOI:10.1016/j.foreco.2009.01.022
- Etter, A., C. McAlpine, D. Pullar y H. Possingham. 2006. Modelling the conversion of Colombian lowland ecosystems since 1940: Drivers, patterns and rates. *Journal of Environmental Management* 79 (1): 74–87. DOI: 10.1016/j.jenvman.2005.05.017
- Etter, A. y P. Arévalo. 2014. Escenarios futuros de la cobertura forestal en Colombia. Pp: 55-56. En: Bello, J. C., M. Báez, M. F. Gómez, O. Orrego y L. Nägele, (Eds.). Biodiversidad 2014. Estado y tendencias de la biodiversidad continental de Colombia. Instituto Alexander von Humboldt. Bogotá D.C.
- European Environment Agency - EEA. 1994. Corine Land Cover – Part One: Methodology. Reporte. Copenhagen. 94 pp.
- Fajardo, L., J. P. Rodríguez, V. González y J. M. Briceño-Linares. 2013. Restoration of a degraded tropical dry forest in Macanao, Venezuela. *Journal of Arid Environments* 88: 236–243. DOI:10.1016/j.jaridenv.2012.08.009
- Fontalvo-Rodríguez, L. y C. Solís-Medina. 2009. Ensamblaje de hormigas (Hymenoptera:Formicidae) en fragmentos de bosque seco en el complejo carbonífero El Cerrejón (La Guajira, Colombia). *INTROPICA* 4: 5–15.
- Foody, G. M. 2009. Sample size determination for image classification accuracy assessment and comparison. *International Journal of Remote Sensing* 30 (20): 5273–5291. DOI: 10.1080/01431160903130937.
- Galindo G., O. J. Espejo, J. P. Ramírez, C. Forero, C. A. Valbuena, J. C. Rubiano, R. H. Lozano, K. M. Vargas, A. Palacios, S. Palacios, C. A. Franco, E. I. Granados, L. K. Vergara y E. Cabrera. 2014. Memoria técnica de la cuantificación de la superficie de bosque natural y deforestación a nivel nacional. Actualización periodo 2012 – 2013. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (Ideam). Bogotá D.C. 56 pp.
- Galván-Guevara, S., M. I. Sierra, F. H. Gómez, V. J. De la Ossa y A. Fajardo-Patiño. 2009. Biodiversidad en el área de influencia de la estación de primates de coloso, Sucre, Colombia. *Revista Colombiana Ciencia Animal* 1 (1): 98–121.
- Gaviria-Ortiz, F. G. y E. R. Henao-Bañol. 2011. Diversidad de mariposas diurnas (Hesperioidea y Papilionoidea) del Parque Natural Regional El Vínculo (Bugá-Valle del Cauca). *Boletín Científico Centro de Museos Museo de Historia Natural* 15 (1): 115–133.

- Gasparri, N. I. y H. R. Grau. 2009. Deforestation and fragmentation of Chaco dry forest in NW Argentina (1972–2007). *Forest Ecology and Management* 258: 913–921. DOI: 10.1016/j.foreco.2009.02.024
- García, H., G. Corzo, P. Isaacs y A. Etter. 2014. Distribución y estado actual de los remanentes del bioma de Bosque Seco Tropical en Colombia: insumos para su gestión. Pp: 228-251. *En: Pizano, C. y H. García (Eds.). El Bosque Seco Tropical en Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH). Bogotá.*
- Gilani, H., H. L. Shrestha, M. S. R. Murthy, P. Phuntso, S. Pradhan, B. Bajracharya y B. Shrestha. 2015. Decadal land cover change dynamics in Bhutan. *Journal of Environmental Management* 14: 91–100. DOI:10.1016/j.jenvman.2014.02.014
- Giraldo, M. A. 2012. Spatial scale and land use fragmentation in monitoring water processes in the Colombian Andes. *Applied Geography* 34: 395–402. DOI: 10.1016/j.apgeog.2012.01.004
- Gómez-Mosquera, D. A. y D. J. Macías-Pinto. 2012. Fenología del Palo Cruz (*Brownea rosa-de-monte Bergius*) en un bosque seco de Bolívar, Cauca. *Colombia Forestal* 15 (1): 105–117.
- Kalácska, M., J. C. Calvo-Alvarado y G. A. Sánchez-Azofeifa. 2005. Calibration and assessment of seasonal changes in leaf area index of a tropical dry forest in different stages of succession. *Tree Physiology* 25 (6): 733-744. DOI:10.1093/treephys/25.6.733
- Hansen, M. C. y T. R. Loveland. 2012. A review of large area monitoring of land cover change using Landsat data. *Remote Sensing of Environment* 122: 66–74. DOI:10.1016/j.rse.2011.08.024
- Herrera, J. M. 2011. El papel de la matriz en el mantenimiento de la biodiversidad en hábitats fragmentados. De la teoría ecológica al desarrollo de estrategias de conservación. *Ecosistemas* 20 (2): 21-34.
- Herrerías, Y. y J. Benítez-Malvido. 2005. Consecuencias de la fragmentación de los ecosistemas. Pp: 113-126. *En: Sánchez, O., E. Peters, R. Márquez-Hortzil, E. Vega, G. Portales, M. Valdez y D. Azuara (Eds.). Temas sobre restauración ecológica. Instituto Nacional de Ecología, México.*
- Hesketh, M. y A. Sánchez-Azofeifa. 2014. A review of Remote Sensing of Tropical Dry Forests. Pp: 83-100. *En: Sánchez-Azofeifa, A., J. S. Powers, G. W. Fernandes y M. Quesada (Eds.). Tropical Dry Forests in the Americas: Ecology, Conservation and Management. CRC Press, Taylor & Francis Group.*
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (Ideam), Instituto Geográfico Agustín Codazzi (Igac) y Corporación Autónoma Regional del Rio Grande de la Magdalena (Cormagdalena). 2008. Mapa de Cobertura de la Tierra Cuenca Magdalena-Cauca. Metodología Corine Land Cover adaptada para Colombia, escala 1:100.000.: Imprenta Nacional de Colombia. Bogotá D.C., 200 pp.
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (Ideam), Instituto Geográfico Agustín Codazzi (Igac). Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH), Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives De Andréis (Invemar), Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas – Sinchi e Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico Jhon von Neumann (IIAP). 2007. Ecosistemas continentales, costeros y marinos de Colombia. Imprenta Nacional de Colombia. Bogotá, D. C. 276 pp.
- Janzen, D. H. 1988. Tropical Dry Forests: The Most Endangered Major Tropical Ecosystem. Pp: 130-136. *En: Wilson, E. O. y F. M. Peter (Eds.). Biodiversity. National Academy Press. Washington, D.C.*
- Laurance, W. F., P. M. Fearnside, S. G. Laurance, P. Delamonica, T. E. Lovejoy, J. M. Rankin-de Merona, J. Q. Chambers y C. Gascon. 1999. Relationship between soils and Amazon forest biomass: a landscape – scale study. *Forest Ecology and Management* 118 (1): 127–138. DOI: 10.1016/S0378-1127(98)00494-0
- C. Londoño, y M. Falla. 2014. Plan de Ordenamiento Territorial Departamental del Valle del Cauca. Fase 1: Diagnóstico Operativo del Territorio Departamental. Convenio Especial de Cooperación Técnica y Académica entre la Gobernación del Valle del Cauca – Departamento Administrativo de Planeación y la Universidad de San Buenaventura Cali – Facultad de Arquitectura, Arte y Diseño. Documento Inédito. 755 pp.
- Loveland, T. R., y J. L. Dwyer. 2012. Landsat: Building a strong future. *Remote Sensing of Environment* 122: 22–29. DOI: 10.1016/j.rse.2011.09.022
- Márquez, C. G. 2000. Vegetación, población y huella ecológica como indicadores de Sostenibilidad en Colombia. *Gestión y Ambiente* 5: 33–49.
- Márquez-Huitzil, R. 2005. Fundamentos teóricos y convenciones para la restauración ecológica: aplicación de conceptos y teorías a la resolución de problemas en restauración. Pp: 159-168. *En: Sánchez, O., E. Peters, R. Márquez-Huitzil, E. Vega, G. Portales, M. Valdez y D. Azuara (Eds.). Temas sobre Restauración Ecológica. Instituto Nacional de Ecología, México, D.F.*
- Mas, J. F., Y. Gao y J. Pacheco. 2010. Sensitivity of landscape pattern metrics to classification approaches. *Forest Ecology and Management* 259: 1215–1224. DOI: 10.1016/j.foreco.2009.12.016
- McRoberts, R. E., W. B. Cohen, E. Naesset, S. V. Stehman y E. O. Tomppo. 2010. Using remotely sensed data to construct and assess forest attribute maps and related spatial products, Scandinavian. *Journal of Forest Research* 25 (4): 340–367. DOI: 10.1080/02827581.2010.497496

- Miles, L., A. C. Newton, R. S. DeFries, C. Ravilious, I. May, S. Blyth, V. Kapos y J. E. Gordon. 2006. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *Journal of Biogeography*: 33: 491–505. DOI: 10.1111/j.1365-2699.2005.01424.x
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA). 2005. Ecosystems and Human Well-Being: Wetlands and Water Synthesis. World Resources Institute, Washington, DC. 68 pp.
- Miller, H. M., L. Richardson, S. Koontz, J. Loomis y L. Koontz. 2013. Users, Uses, and Value of Landsat Satellite Imagery—Results from the 2012 Survey of Users: U.S. Geological Survey Open-File Report 2013–1269. U.S. Department of the Interior y U.S. Geological Survey. Virginia. 51 pp.
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible – MADS. 2015. Plan Nacional de Restauración: restauración ecológica, rehabilitación y recuperación de áreas disturbadas. Bogotá, D.C., 92 pp.
- Murphy, P. G. y A. E. Lugo. 1986. Ecology of Tropical Dry Forest. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 17: 67–88.
- Nahuelhual, L., A. Carmona, A. Lara, C. Echeverría y M. González. 2012. Land-cover change to forest plantations: Proximate causes and implications for the landscape in south-central Chile. *Landscape and Urban Planning* 107: 12–20. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2012.04.006
- Patiño, V. M. 1975. Historia de la vegetación natural y de sus componentes en la América Equinoccial. Imprenta Departamental. Santiago de Cali. 429 pp.
- Parra, A. y F. L. Hernández. 2010. Identificación y delimitación de humedales lénticos en el Valle Alto del Río Cauca mediante el procesamiento digital de imágenes de satélite. *Revista EIDENAR* 9. eidenar.univalle.edu.co/revista/ejemplares/9/k.htm
- Portillo-Quintero, C. A. y G. A. Sánchez-Azofeifa. 2010. Extent and conservation of tropical dry forests in the Americas. *Biological Conservation* 143 (1): 144–155. DOI: 10.1016/j.biocon.2009.09.020
- Prishchepov, A., V. Radeloff, M. Dubinin y C. Alcantara. 2012. The effect of Landsat ETM/ETM+ image acquisition dates on the detection of agricultural land abandonment in Eastern Europe. *Remote Sensing of Environment* 126: 195–209. DOI: 10.1016/j.rse.2012.08.017
- Puyravaud, J. P. 2003. Standardizing the calculation of the annual rate of deforestation. *Forest Ecology and Management* 177 (1–3): 593–596. DOI: 10.1016/S0378-1127(02)00335-3
- Ramírez, M. y M. L. Enríquez. 2003. Riqueza y diversidad de hormigas en sistemas silvopastoriles del Valle del Cauca, Colombia. *Livestock Research for Rural Development* 15 (1): 1–12.
- Reina-Rodríguez, G. A., N. H. Ospina-Calderón, A. Castaño, I. Soriano y J. T. Otero. 2010. Catálogo de las orquídeas del valle geográfico del río Cauca y su piedemonte andino bajo. Sur-occidente colombiano. *Cespedesia* 32 (91–92): 7–22.
- Rivera, C. C., L. G. Naranjo y A. M. Duque. 2006. De María a un mar de caña: imaginarios de naturaleza en la transformación del paisaje vallecaucano entre 1950 y 1970. Universidad Autónoma de Occidente. Santiago de Cali. 202 pp.
- Rodríguez, G. M., K. Banda-R, B. S. P. Reyes y A. C. Estupiñán-González. 2012. Lista comentada de las plantas vasculares de bosques secos prioritarios para la conservación en los departamentos de Atlántico y Bolívar (Caribe colombiano). *Biota Colombiana* 13 (2): 7–39.
- Rodríguez, N., D. Armenteras-Pascual y J. Retana. 2013. Land use and land cover change in the Colombian Andes: dynamics and future scenario. *Journal of Land Use Science* 8 (2): 154–174. DOI: 10.1080/1747423X.2011.650228
- Roy, D. P., M. A. Wulder, T. R. Loveland, C. E. Woodcock, R. G. Allen, M. C. Anderson, D. Helder, J. R. Irons, D. M. Johnson, R. Kennedy, T. A. Scambos, C. B. Schaaf, J. R. Schott, Y. Sheng, E. F. Vermote, A. S. Belward, R. Bindschadler, W. B. Cohen, F. Gao, J. D. Hipple, P. Hostert, J. Huntington, C. O. Justice, A. Kilic, V. Kovalsky, Z. P. Lee, L. Lyburner, J. G. Masek, J. McCorkel, Y. Shuai, R. Trezza, J. Vogelmann, R. H. Wynne y Z. Zhu. 2014. Landsat-8: Science and product vision for terrestrial global change research. *Remote Sensing of Environment* 145 (5): 154–172, DOI: 10.1016/j.rse.2014.02.001
- Rudas, G., D. Marcelo, D. Armenteras, N. Rodríguez, M. Morales, L. C. Delgado y A. Sarmiento. 2007. Biodiversidad y actividad humana: Relaciones en ecosistemas de bosque subandino en Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá. 128 pp.
- Ruelland, D., F. Levvasseur y A. Tribotte. 2010. Patterns and dynamics of land-cover changes since the 1960s over three experimental areas in Mali. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 12S: S11–S17. DOI:10.1016/j.jag.2009.10.006
- Ruiz, J. y M. C. Fandiño. 2007. Plantas leñosas del bosque seco tropical de la isla de Providencia, Colombia. Caribe suroccidental. *Biota Colombiana* 8 (1): 87–98.
- Sampedro-Marín, A., K. Aguas-Montes y D. Jiménez-Pineda. 2011. Estado de conservación y caracterización del hábitat de *Bradypus variegatus* Schinz 1825 (Mammalia: Xenarthra) durante la época seca, en el departamento de Sucre, Colombia. *Revista Colombia de Ciencia Animal* 3 (1): 15–34.
- Sánchez, G. 2009. Análisis de la sostenibilidad agraria mediante indicadores sintéticos: aplicación empírica

- para sistemas agrarios de Castilla y León. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Madrid. Madrid. 251 pp.
- Sánchez-Azofeifa, G. A., M. Quesada, J. P. Rodríguez, J. M. Nassar, K. E. Stoner, A. Castillo, T. Garvin, E. L. Zent, J. C. Calvo-Alvarado, M. E. R. Kalacska, L. Fajardo, J. A. Gamon y P. Cuevas-Reyes. 2005. Research Priorities for Neotropical Dry Forests. *Biotropica* 37 (4): 477-485. DOI: 10.1046/j.0950-091x.2001.00153.x-i1
- Sánchez-Cuervo, A. M., T. M. Aide, M. L. Clark y A. Etter. 2012. Land cover change in Colombia: surprising forest recovery trends between 2001 and 2010. *PLoS One* 7 (8): e43943. DOI: 10.1371/journal.pone.0043943
- Scolozzi, R. y D. Geneletti. 2012. A multi-scale qualitative approach to assess the impact of urbanization on natural habitats and their connectivity. *Environmental Impact Assessment Review* 36: 9-22. DOI: 10.1016/j.eiar.2012.03.001
- Sesnie, S., P. Gessler, B. Finegan y S. Thessler. 2008. Integrating Landsat TM and SRTM-DEM derived variables with decision trees for habitat classification and change detection in complex neotropical environments. *Remote Sensing of Environment* 112 (5): 2145-2159. DOI: 10.1016/j.rse.2007.08.025
- Sexton, J. O., D. L. Urban, M. J. Donohue y C. Song. 2013. Long-term land cover dynamics by multi-temporal classification across the Landsat-5 record. *Remote Sensing of Environment* 128: 246-258. DOI: 10.1016/j.rse.2012.10.010
- Song, S., C. E. Woodcock, K. C. Seto, M. P. Lenney y S. A. Macomber. 2001. Classification and Change Detection Using Landsat TM Data: When and How to Correct Atmospheric Effects? *Remote sensing of Environment* 75: 230-244.
- Strewe, R., C. Villa-de León, J. Alzate, J. Beltrán, J. Moya, C. Navarro y G. Utria. 2009. Las aves del campus de la Universidad del Magdalena, Santa Marta, Colombia. *Intropica* 4: 79-91.
- Su, S., R. Xiao, Z. Jiang y Y. Zhang. 2012. Characterizing landscape pattern and ecosystem service value changes for urbanization impacts at an eco-regional scale. *Applied Geography* 34: 295-305. DOI: 10.1016/j.apgeog.2011.12.001
- Tang, J., K. Bu, J. Yang, S. Zhang, y L. Chang. 2012. Multitemporal analysis of forest fragmentation in the upstream region of the Nenjiang River Basin, Northeast China. *Ecological Indicators* 23: 597-607. DOI: 10.1016/j.ecolind.2012.05.012
- Torres, A. M., J. Bautista Adarve, M. Cárdenas, J. A. Vargas, V. Londoño, K. Rivera, J. Home, O. L. Duque y A. M. González. 2012. Dinámica sucesional de un fragmento de bosque seco tropical del Valle del Cauca, Colombia. *Biota Colombiana* 13 (2): 66-85.
- Valencia-Duarte, J., L. D. Trujillo y O. Vargas. 2012. Dinámica de la vegetación en un enclave semiárido del río Chicamocha, Colombia. *Biota Colombiana* 13 (2): 40-65.
- Vargas, O. 2011. Restauración Ecológica: Biodiversidad y Conservación. *Acta Biológica Colombiana* 16 (2): 221-246.
- Vargas, W. 2012. Los bosques secos del Valle del Cauca, Colombia: una aproximación a su flora actual. *Biota Colombiana* 13 (2): 102-164.
- Vela-Vargas, I. M. y J. Pérez-Torres. 2012. Murciélagos asociados a remanentes de bosque seco tropical en un sistema de ganadería extensiva (Colombia). *Chiroptera Neotropical* 18 (1): 1089-1100.
- Wright, S. J. y H. C. Muller-Landau. 2006. The future of Tropical Forest Species. *Biotropica* 38 (3): 287-301. DOI: 10.1111/j.1744-7429.2006.00154.x
- Yepes, A. P. y J. A. Villa. 2010. Sucesión vegetal luego de un proceso de restauración ecológica en un fragmento de bosque seco tropical (La Pintada, Antioquia). *Revista Lasallista de Investigación* 7 (2): 24-34.
- Zhu, Z. y C. Woodcock. 2014. Continuous change detection and classification of land cover using all available Landsat data. *Remote Sensing of Environment* 144: 152-171. DOI: 10.1016/j.rse.2014.01.011

Diana Patricia Alvarado-Solano  
Universidad Nacional de Colombia, Sede Palmira,  
Palmira, Valle del Cauca  
dpalvarados@unal.edu.co

Joel Tupac Otero-Ospina  
Universidad Nacional de Colombia, Sede Palmira,  
Palmira, Valle del Cauca  
jtoteroo@unal.edu.co

Áreas naturales de bosque seco tropical en el Valle del Cauca, Colombia: una oportunidad para la restauración

**Citación del artículo:** Alvarado-Solano, D. P. y J. T. Otero-Ospina. 2017. Áreas naturales de bosque seco tropical en el Valle del Cauca, Colombia: una oportunidad para la restauración. *Biota Colombiana* 18 (Suplemento 1): 9-34. DOI: 10.21068/c2017.v18s01a01.

Recibido: 12 de noviembre de 2015

Aprobado: 10 de enero de 2017

---

# Lectura de un paisaje estratificado: propuesta de restauración basada en el ordenamiento multi-escala de las cañadas en la mesa de Xéridas, Santander, Colombia

Reading a stratified landscape: restoration proposal based on the multi-scale ordination of the canebrakes at Mesa de Xéridas, Santander, Colombia

Germán Camargo-Ponce de León y Laura G. Agudelo-Álvarez

---

## Resumen

En el gradiente vertical del altiplano de Xéridas a los cañones del bajo Chicamocha y el alto Sogamoso se identifican tres paisajes: altiplano, valles colgantes y cañón, correspondientes a escenarios socioecosistémicos. Se realiza una caracterización del medio físico, la vegetación y los sistemas de alteridad que conforman dichos escenarios. La revisión de la historia de alteración del período prehispánico a hoy y los patrones de alteración resultantes, indican diferentes formas de alteración que se superponen históricamente en un sistema que puede leerse como un paisaje estratificado con una trayectoria degradativa que continúa en el presente. El modelo de restauración para el área de estudio se construye en tres escalas, macro, media y micro: paisaje, microcuencas, predios. Se persigue introducir en cada escala una trayectoria regenerativa que apunta al equilibrio dinámico entre compartimentos de conservación, regeneración, producción y habitación, articulados en torno a los corredores verticales de las cañadas y orientada por la justicia en el uso y la conservación del agua entre tierras altas y bajas.

**Palabras clave.** Bosque seco tropical. Chicamocha. Corredor ecológico vertical. Herramientas de paisaje.

## Abstract

Along the vertical gradients from the Xeridas plateau to the canyons of the lower Chicamocha and the upper Sogamoso rivers, three landscapes are identified: high plateau, hanging valleys and canyon, corresponding to socio-ecosystemic scenarios. Physical environment, vegetation and degree of alteration of the systems that conform these landscapes are described. The history of disturbance from prehispanic to present times and the resulting patterns of ecological change point to a sequence of different means of transformation that overlap historically in this system, and that can be interpreted as a stratified landscape with a trend of degradation that continues today. The restoration model is constructed at three scales, macro, mid and micro: landscape, micro-drainages, and individual properties. The objective is to introduce at each scale a regenerative trajectory aiming to restore a dynamic equilibrium between the components of conservation, regeneration, production and shelter articulated along vertical corridors of the canyons and oriented by fair water use and conservation by highlands and lowlands.

**Key words.** Chicamocha. Ecological restoration. Landscape tools. Tropical dry forest. Vertical ecological corridor.

## Introducción

Los bosques secos han sido uno de los ecosistemas de preferencia para el asentamiento humano en los trópicos (Pizano y García 2014, Ardila 2015) y acumulan una larga historia de alteración que dificulta la estimación de su extensión original y que contrasta con la escasa información disponible sobre su regeneración y otros aspectos claves para su restauración (Ceccon 2013, Pizano y García 2014).

En las condiciones ambientales extremas de los bosques secos interandinos las cañadas han sido escenarios claves para la supervivencia y la adaptación, lugares privilegiados para la vecindad de los asentamientos humanos (Ardila 2015), donde el severo régimen de sequedad, erosión y radiación se mitiga (Vodde *et al.* 2010, Brown *et al.* 2011).

Aquellos paisajes que acumulan diferentes momentos de ocupación y por tanto, de transformación, pueden ser concebidos para su restauración como escenarios altamente degradados (Barrera-Cataño y Valdés-López 2007), o de manera alternativa, como paisajes estratificados (*layered landscapes*), siguiendo a Hourdequin y Havlick (2015), en el sentido de la valoración de la interacción y moldeado recíprocos e históricos entre los seres humanos y la naturaleza.

Para analizar dicha interacción en el presente, se ha elegido el abordaje desde los socioecosistemas, entendidos como aquellas unidades biogeofísicas que tienen asociado un sistema social e instituciones (Martín-López *et al.* 2012); a su vez, los socioecosistemas pueden ser delimitados a partir de la identificación de los diferentes sistemas de alteridad interactuantes, entendidos éstos como formas característica de ocupación, percepción, uso y transformación del territorio por parte de un grupo humano socioeconómicamente diferenciado (Camargo 2004).

Los socioecosistemas son considerados sistemas complejos y adaptativos en la acepción de Holling (2001): históricos, no lineales, emergentes, multiescalares y autorganizados. En esta medida, una

propuesta de restauración basada en esta unidad de análisis debe ser así mismo multiescala.

La interacción de los diferentes sistemas de alteridad en las condiciones biogeofísicas de cada socioecosistema produce un patrón de alteración característico que implica una acumulación de perturbaciones, formas de suspensión y desviación de la regeneración natural. La lectura de dicho patrón de alteración permite identificar si la trayectoria dominante de los escenarios socioecosistémicos es degradativa o regenerativa, en términos del equilibrio entre el manejo adaptativo y adecuado de las condiciones ambientales (Holling 2001).

El modelo de restauración multiescala en un ambiente con un trayectoria de alteración extensa (antigua y presente) como la mesa de Xéridas, apunta a un equilibrio dinámico espacial entre los siguientes compartimentos (siguiendo a Odum 1969, Brown y Lugo 1994): compartimentos maduros (o sucesionalmente avanzados), compartimentos en regeneración, compartimentos en explotación y aquellos convertidos o habitados.

El objetivo de este artículo es presentar el acercamiento técnico y conceptual interdisciplinario empleado para la construcción de un modelo de restauración multiescala; el modelo se concentra en la recuperación de los procesos ecológicos encadenados altitudinal y socioterritorialmente y pretende ser útil para responder a las preguntas de qué, cómo y dónde restaurar en zonas semiáridas interandinas donde los socioecosistemas reflejan una extensa historia de alteración antrópica.

## Material y métodos

### Área de estudio

La mesa de Xéridas es un altiplano que se eleva desde los 300 m s.n.m. en el fondo del cañón del Sogamoso, o los 500 m s.n.m., en el cañón del Chicamocha, hasta los 1600 – 1810 m s.n.m en las partes altas

(Alto de Tabacal). Los profundos cañones que la rodean conforman un cinturón casi continuo de bs-T

(Figura 1): por el norte, el valle del río de Oro; por el oriente, el cañón del río Manco; por el sur, el curso bajo del río Chicamocha, entre la desembocadura del Manco (Pescadero) y la unión del Suárez con el Chicamocha (Las Juntas); y por el occidente, el curso alto del río Sogamoso (que se forma por la unión del Suárez y el Chicamocha), entre Las Juntas y desembocadura de la quebrada El Monte.

La mesa de Xéridas abarca, en orden de extensión, a los municipios de Los Santos, Piedecuesta y Girón. Los dos últimos hacen parte del área metropolitana de Bucaramanga, ciudad núcleo ubicada a sólo 24 km del altiplano (40 minutos en auto particular).

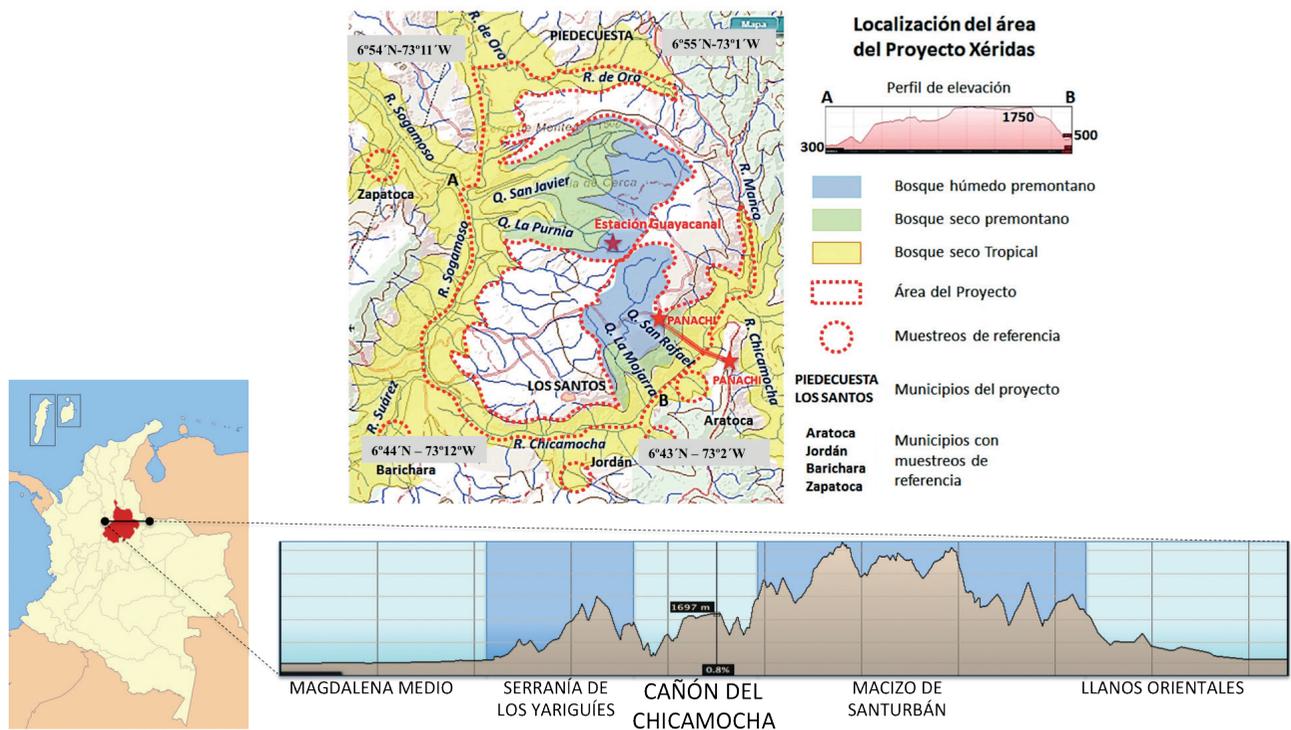
**Caracterización biofísica**

El proyecto partió de la caracterización física y biótica de las cañadas, con el fin de recabar información sobre la regeneración y la oferta de hábitat para la

biodiversidad y para documentar los remanentes que pudieran ofrecer una aproximación al ecosistema de referencia.

Durante los meses de marzo y abril de 2014 se eligieron cuatro microcuencas que reflejaran las condiciones típicas de las cañadas de la mesa de Xéridas en términos geológicos, geomorfológicos, hidráulicos y socioeconómicos. Las microcuencas elegidas fueron: Lajas, Totumera (afluente de la anterior), Mojarra y Carrizal.

De manera adicional, para la construcción del ecosistema referencia, se ubicaron unidades de muestreo en el pie de un par de cinglas (escarpes) en los sectores denominados Piedra del Rayo y El Cobre. En tres sectores altitudinales en el curso de las cañadas elegidas, se estableció un punto de referencia en el fondo de la cañada y otro en la ladera anexa. Estos puntos se denominaron “centroides”. En torno a ellos en un área estimada de 400 m de radio, se ubicaron las diferentes unidades de muestreo según el grupo biológico a caracterizar (*i.e.* parcelas, transectos).



**Figura 1.** Localización del área de estudio, mesa de Xéridas, municipios Girón, Piedecuesta y Los Santos, Santander.

Las localidades de muestreo se encuentran en cuatro zonas de vida: bosque seco tropical (bs-T), bosque seco premontano (bs-PM), bosque húmedo premontano (bh-PM), y bosque húmedo montano bajo (bh-PM).

Con el centroide como referencia se establecieron tres parcelas de 20 m x 5 m, de modo que tanto en el fondo de la cañada como en la ladera anexa, se pudieran diferenciar *a priori* tres momentos sucesionales distintos (“priseral” mayor perturbación, “tardiseral” dosel más continuo, y situación intermedia). Esto como insumo para realizar las series de vegetación necesarias en el modelo de restauración. Se realizaron en total 153 parcelas de vegetación (67 en las microcuencas y escarpes mencionados arriba, 24 más en otros bosques al interior de la mesa de Xéridas y 62 en bosques del cañón del Chicamocha en los municipios de Jordán y Aratoca). En cada parcela se escogieron todas las plantas por encima de un metro de alto y se hizo el levantamiento de todos los individuos (independientemente del Diámetro a la Altura del Pecho-DAP). En la esquina de cada parcela se realizó un subcuadrante inicial de 2 m x 2 m para caracterizar el estrato herbáceo; en este subcuadrante no se hace inventario de todos los individuos sino que se calcula el índice de cobertura/abundancia de Braun-Blanquet. La información de los levantamientos de vegetación se completó con la información disponible de levantamientos realizados por Albesiano-Hoyos *et al.* (2003).

A partir de la imagen satelital de alta resolución disponible de manera gratuita en el programa Google Earth Pro (diciembre 2014 CNES/Astrium y enero 2015 Digital Globe), se fotointerpretaron las coberturas para la identificación de los tipos fisonómicos de vegetación (pe. Bosque bajo) a una escala 1:10000. Mediante análisis de agrupamiento con base en el índice de Jaccard se clasificaron los levantamientos de vegetación a partir del índice de valor de importancia de las especies en los levantamientos. Una vez definidos los tipos de vegetación y destacadas las especies dominantes, se analizó la localización de los levantamiento tipo y

la historia de perturbación conocida de cada lugar, para identificar la asociación ambiental y sucesional de los tipos fisonómico-florísticos (Anexo 1).

### Sistemas de alteridad

A partir de la información secundaria y la experiencia de la Fundación Guaya canal en el área, se identificaron los principales sistemas de alteridad o modos de vida (Camargo 2004). Con base en entrevistas semiestructuradas con los distintos actores, observación participativa y a la luz de la interpretación de imágenes satelitales, se preparó una caracterización de estos patrones de ocupación y uso, en relación con el medio biofísico. A partir de las visitas, la interpretación de imágenes satelitales y los muestreos de la caracterización biofísica, se evaluó el régimen de tensionantes y el patrón de alteración resultante de cada modo de vida.

### Elaboración del ecosistema de referencia

El primer paso consistió en la construcción de un modelo para entender la estructura espacial de la oferta física para la regeneración y para la distribución ambiental de las biocenosis, los ecosistemas y los sistemas de alteridad. Se partió de un marco de paisaje definido por variables climáticas, geológicas y de grandes geoformas. Al interior se diferenciaron unidades menores según geoformas detalladas y condiciones de sustrato e hidrología asociadas.

Como una segunda entrada se adelantó una reconstrucción general del patrón histórico de ocupación y alteración. En esta reconstrucción se identificaron los principales cambios demográficos, económicos, técnicos y culturales que pudieron generar cambios notables en el medio biofísico. La historia de alteración es una pieza necesaria para evaluar las diferencias más probables entre los remanentes actuales y un estado pre-disturbio (Cecon 2013). Dicha reconstrucción trajo como resultado la interpretación de los escenarios socioecológicos actuales y el análisis de su régimen de tensionantes y los patrones de alteración acumulados, en curso y en prospectiva.

A partir de la clasificación aglomerativa de los levantamientos de vegetación propios y de aquellos realizados en el área por otros investigadores (Albesiano-Hoyos *et al* 2003), se definieron los principales tipos de vegetación, interpretándolos en términos de su asociación a las unidades del modelo biofísico, los regímenes de tensionantes y los patrones de alteración del medio antrópico.

Al ordenar las principales comunidades vegetales sobre el encadenamiento vertical de zonas biofísicas, se generó un modelo de distintas formas y etapas de regeneración correspondientes a diferentes situaciones ambientales, desde el altiplano y los valles colgantes hasta el cañón. Así construido, el modelo de ecosistema de referencia permitió orientar el diseño de los tratamientos y tipologías de restauración.

### Formulación del modelo de restauración

El ecosistema de referencia se asumió de modo relativo dados los vacíos e incertidumbres que impiden establecer un estado predisturbio y a la luz de la larga y severa historia de alteración. Además, en la formulación del modelo de restauración se consideraron otros factores tales como la viabilidad técnica, social y económica, la reversibilidad de determinadas transformaciones y las prioridades e intereses de los diferentes actores (Murcia y Guariguata 2014).

Con un enfoque de ecología del paisaje (Cotler *et al.* 2004, Lozano-Zambrano 2009), el modelo parte de la escala macro para diferenciar grandes paisajes o escenarios socioecológicos y formular a esa escala las intervenciones necesarias para corregir la trayectoria degradativa actual. En la escala media se establecen las herramientas de manejo del paisaje concentradas en la conservación y gestión del agua; en la escala micro (predio), se maneja la sucesión mediante la incorporación de tipologías de restauración y el ajuste en las formas de ocupar y manejar los ecosistemas por parte de cada sistema de alteridad.

## Resultados

### Modelo del medio físico

El modelo del medio físico es una representación gráfica de la estructura del ambiente físico sobre el perfil de la catena geomórfica (Figura 2).

Para las cañadas de la mesa de Xéridas se identificaron 14 zonas físicas (Figura 2). Cada una de estas zonas físicas representa una combinación diferente de condiciones climáticas, tipo de roca, tipo de suelo, hidrología, que condicionan qué ecosistema se desarrolla, cómo responde a las perturbaciones, cómo regenera, así como los sistemas de alteridad que lo ocupan.

En el modelo se diferenciaron tres paisajes en una secuencia vertical. El altiplano, con un moldeado de lomeríos y vallecitos de disección suave, presenta sequías leves y suelos arenosos, lavados y con pendientes moderadas que favorecen la retención y la infiltración. Los vallecitos peor drenados favorecen la acumulación de agua en pantanos estacionales y turberas. La zona de vida corresponde a bosque húmedo premontano. La profundidad efectiva limitada, la favorabilidad al fuego y la baja fertilidad determinan una restricción severa para sucesiones forestales, salvo en algunos escarpes externos que constituyen frentes de condensación y acumulaciones locales de suelos más fértiles en parches y en corredores riparios. Esto determina el paisaje general de sabanas, parches de bosques y matorrales y bosques de galería que aún hoy predomina en el altiplano. El altiplano está completamente rodeado de escarpes (cinglas), en forma de paredes rocosas homogéneas o escalonadas con pequeñas terrazas con exurgencias puntuales de aguas infiltradas del altiplano.

El pie del escarpe o pie de cingla es el inicio de los valles colgantes correspondientes a los niveles de disección del altiplano miocénico (Ingeominas 2001, Alcaldía de Los Santos 2003). Estos valles ofrecen suelos moderadamente profundos y fértiles, producto heterogéneo del transporte y mezcla de los materiales minerales y orgánicos procedentes del altiplano y las

cinglas. Las cañadas son más profundas que en el altiplano, con barrancos y terrazas rocosos y atraviesan los depósitos heterométricos de coluvión del fondo de cada valle. La zona de vida corresponde a bosque seco premontano. Aunque el balance hídrico es más bajo que en el altiplano (Díaz *et al.* 2009), los valles colgantes se benefician de las aguas superficiales y geológicas procedentes del mismo. Los principales depósitos son los pies de cingla y los coluviones, al inicio y el final de las laderas. La mayoría de los valles terminan en una fuerte discontinuidad litológica y geomórfica en el punto donde se encuentran con la erosión remontante de las gargantas que ascienden desde el cañón.

El paisaje de cañón está compuesto por grandes y pequeñas gargantas que emergen en medio del frente conformado por los escarpes bajos y las laderas empinadas que caen hasta el fondo del río. La erosión remontante se manifiesta en conos de deslizamiento y sistemas de cárcavas que se concentran en determinados sectores de la parte baja del cañón. El clima en este paisaje se caracteriza por la alta radiación, la sequía intensa, la escasez de las precipitaciones. El

balance hídrico se reduce aún más por la limitación para la retención en sustratos someros con pendientes fuertes. Las principales acumulaciones de sustrato y humedad se forman en el fondo de las cañadas, los pies de cingla y la base de los derrubios.

La oferta física y su variación espacial a lo largo del gradiente vertical es el primer determinante para los procesos ecológicos (Valencia-Duarte *et al.* 2012), y así mismo, para la ocupación humana. Entonces, comprender el medio físico es el punto de partida para la construcción del modelo ecológico sobre el cual se diseñan los tratamientos de restauración.

### Ecosistema de referencia: comunidades vegetales en el gradiente físico altitudinal

Se resumen de manera gráfica los principales rasgos de fisonomía y composición de los tipos de vegetación natural caracterizados (Figuras 3, 4 y 5). Los diagramas corresponden a una situación hipotética en que cada tipo de vegetación se extendiera sobre su ambiente físico asociado, sin elementos artificiales, como una aproximación al ecosistema de referencia.

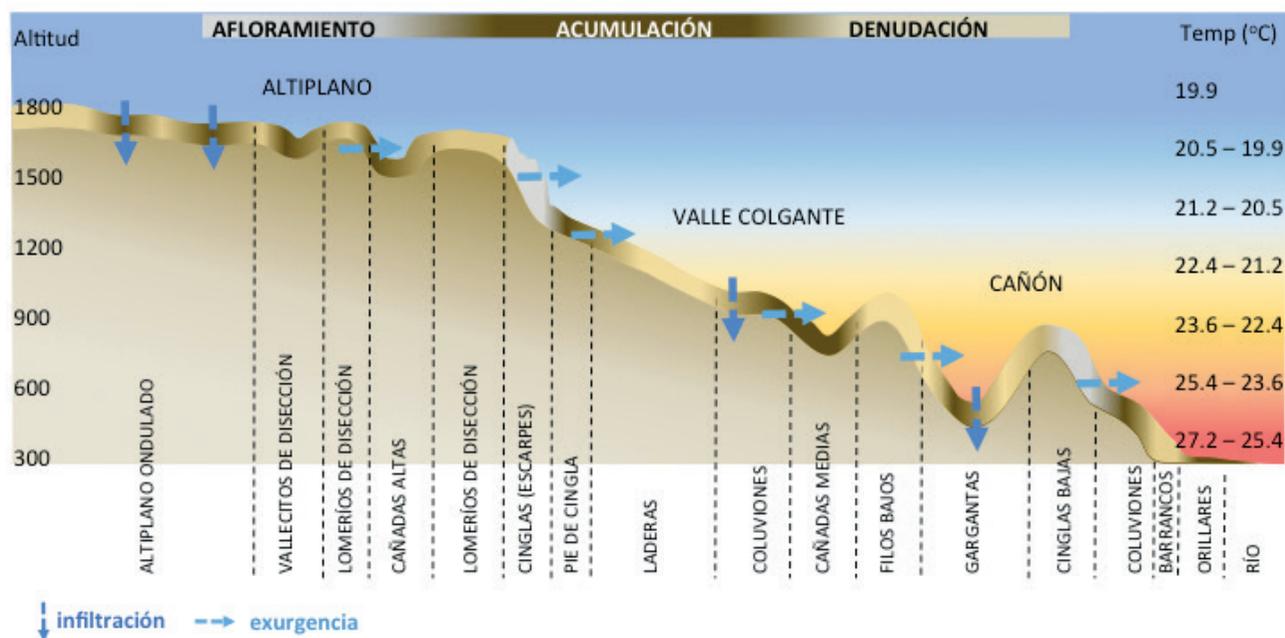
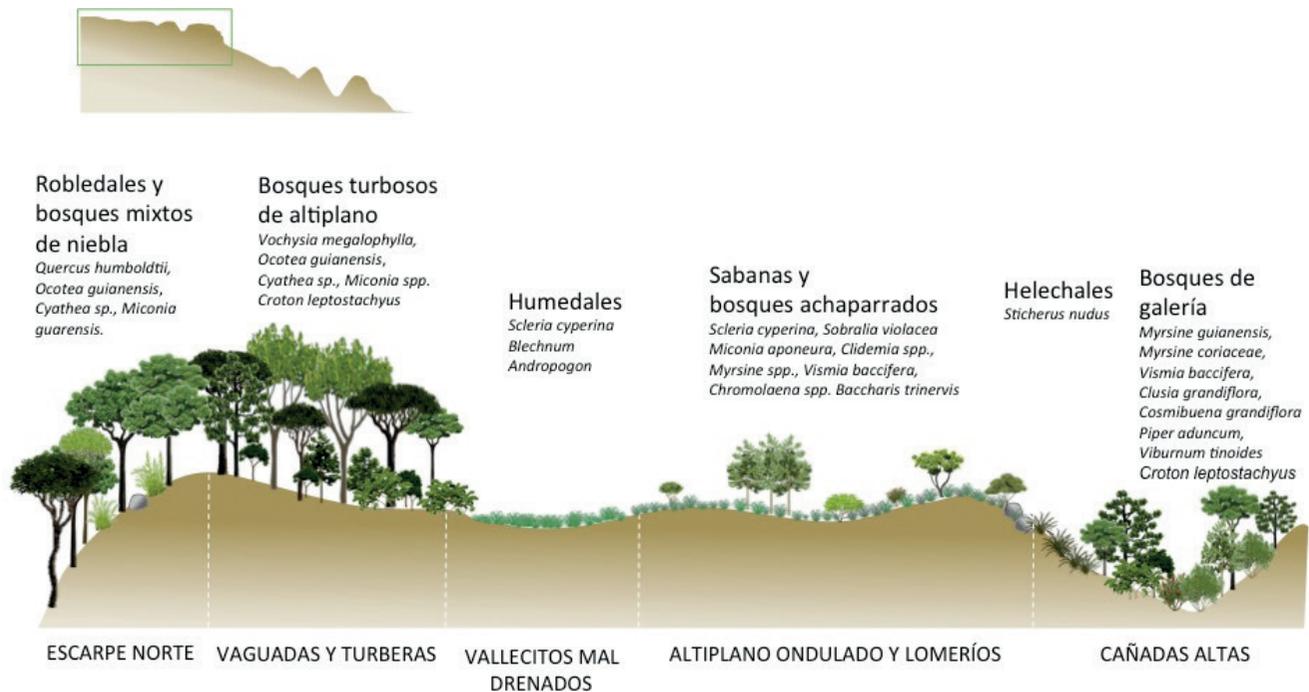


Figura 2. Modelo del medio físico.



**Figura 3.** Ecosistema de referencia para el altiplano de la mesa de Xéridas.

Una caracterización fitosociológica más completa se presenta en el Anexo 1.

El paisaje de altiplano (Figura 3) se caracteriza por una matriz dominante de sabanas sobre oxisoles lavados limitados por roca y laterita, con abundantes elementos leñosos en forma de parches boscosos, agregados leñosos, árboles y arbustos dispersos y bosques de galería en los vallecitos entre los lomeríos. Localmente se presentan suelos turbosos azonales sobre los que se desarrollan parches mayores de bosque de turbera y pantanos estacionales de graminoides. Los escarpes del borde norte del altiplano presentan bosques de niebla premontanos y montano bajos, más afines a los de Santurbán – Almorzadero que al paisaje general de la mesa de Xéridas. Los escarpes o cinglas presentan matorrales rupestres que incluyen pequeños parches de bosques achaparrados.

En los valles colgantes (Figura 4) el máximo potencial para una sucesión forestal se concentra en las franjas de acumulación: los pies de cingla y los coluviones y cañadas al fondo de los mismos.

El bosque de pie de cingla de la mesa de Xéridas presenta una composición que combina elementos de los bosques pirófilos del altiplano y de bosques premontanos mejor conservados con elementos de los cafetales y cacaoales abandonados. Los bosques riparios de las cañadas medias tienen una composición secundaria, con algunas rarezas que probablemente reflejan comunidades vegetales del pasado y mezcla con elementos del bosque pirófilo facilitada por sucesivos eventos de perturbación y regeneración.

En el cañón propiamente dicho la vegetación hoy predominante corresponde a pajonales limpios, pajonales arbustivos y extensos parches de matorrales de *Lippia origanioides*. La mayor parte de los parches forestales corresponde a bosques bajos con *Prosopis juliflora*, localmente llamados “bagarizales”. Estas coberturas están relacionadas con el régimen de fuego y pastoreo caprino (Albesiano-Hoyos *et al.* 2003, Valencia-Duarte *et al.* 2012).

Por la extensa historia de alteración, no es posible definir un ecosistema primario de referencia. Las diferentes asociaciones vegetales reflejan la superpo-



Figura 4. Ecosistema de referencia para los valles colgantes de la mesa de Xéridas.



Figura 5. Ecosistema de referencia para los cañones que rodean la mesa de Xéridas.

sición intensa de distintos eventos de perturbación y regeneración que han llevado a la conformación de un mosaico de comunidades secundarias: eriales, pajonales subxerófilos, matorrales, bosques bajos, pioneras dispersas en conos de deslizamiento o en focos de carcavamiento. Las asociaciones florísticas son aparentemente contingentes, en la medida en que los elementos comunes son mayoritarios y la distribución de cada especie entre los pajonales, matorrales y bosques bajos parece más determinada por su respuesta individual al régimen de perturbaciones.

### Socioecosistemas resultantes del patrón de ocupación en el gradiente altitudinal

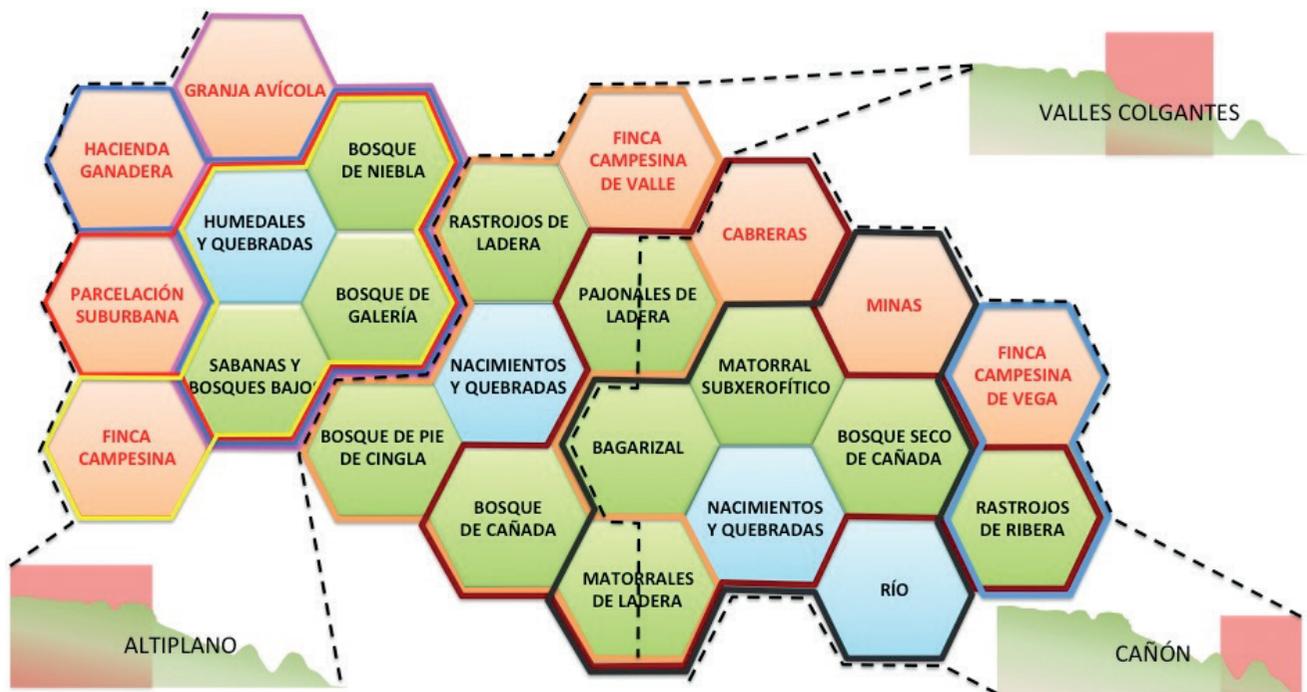
Cada ambiente definido por el desarrollo del ecosistema sobre el gradiente físico da lugar a una capacidad de acogida diferente que ha determinado las formas de uso, ocupación y su distribución espacial.

Se diferencian tres escenarios socioecológicos correspondientes a los tres paisajes del medio físico (Figura 6). En cada uno de estos escenarios socioecológicos se combinan determinados sistemas de alteridad que generan un régimen de tensionantes sobre un ambiente biofísico particular, resultante de la interacción de los distintos modos de vida allí presentes.

Cada sistema de alteridad produce un régimen de tensionantes característico. La combinación determina el régimen total de tensionantes por escenario (Tabla 1).

### Resumen de la historia de alteración

En la historia de alteración (Tabla 2) se superponen períodos de fuerte desarrollo demográfico y económico con perturbación intensa de las coberturas y suelos (Arenas 2004, Ardila 2015), alternados



**Figura 6.** Escenarios socioecológicos identificados en la mesa de Xéridas: altiplano, valles colgantes y cañón. Las líneas de colores delimitan los ambientes en donde más incide cada sistema de alteridad o modo de vida que interactúa en el socioecosistema. Por ejemplo, la línea roja bordea los ambientes transformados por la parcelación suburbana de altiplano; la línea naranja los ambientes con que se relaciona la finca campesina de valle colgante. Una mayor cantidad de líneas muestra los ecosistemas más presionados, que en este caso, corresponden a los del altiplano.



con otros favorables a la regeneración. Es muy probable que períodos prolongados de alteración fuerte y duradera afecten la regeneración en formas permanentes. En tal caso, la regeneración en cada intervalo de despoblamiento habrá diferido en mayor o menor grado de la ocurrida en el anterior.

En cada uno de los paisajes actuales del altiplano a los valles y el cañón se pueden reconocer distintas mezclas de elementos persistentes de:

- Los asentamientos agrícolas guanes perpetuados en asentamientos campesinos con patrones similares en todo el gradiente altitudinal.
- La introducción hispánica del ganado bovino en el altiplano y el caprino en valles y cañón.
- La expansión de los emporios agrícolas del Siglo XIX y principios del XX en altiplano y valles.
- La hegemonía tabacalera de los siglos XVIII al XX en todo el gradiente altitudinal.
- La agricultura de percederos impulsada por la revolución verde y el crecimiento del mercado metropolitano de Bucaramanga.
- La expansión de la industria avícola de mediados y finales del Siglo XX, con sus galpones, barreras forestales, embalses y desecación de humedales y quebradas.
- La introducción de pastos mejorados impulsados por la producción local de gallinaza y el paso del pastoreo extensivo de sabanas con fuego a la rotación de potreros fertilizados.
- La expansión de las parcelaciones suburbanas y el turismo impulsada por el crecimiento metropolitano de Bucaramanga.

Esta mezcla sugiere que los paisajes actuales pueden interpretarse como la estratificación de diferentes patrones de ocupación y alteración (*sensu* Hourdequin y Havlick 2015), cada uno perpetuado en mayor o menor medida por la persistencia de las perturbaciones y las desviaciones de la regeneración.

### Patrones de alteración

El régimen de tensionantes característico para la mesa de Xéridas (Tabla 2), produce en el tiempo patrones de alteración propios de cada escenario (Figura 7).

En el patrón de alteración del altiplano dominan la fragmentación y secundarización progresiva de los remanentes de bosques de niebla y bosques de galería, el reemplazamiento de las sabanas naturales por pastos introducidos, la desecación y contaminación hídrica de las cuencas altas y humedales y la expansión de jardines y prados arborizados de las parcelaciones (Figura 7). Todos estos procesos son parte de la dinámica territorial suburbana, donde la mezcla de agroindustria, vivienda y comercio se superpone a los elementos persistentes del pasado, artificiales y naturales: fincas campesinas, fincas cafeteras, sabanas naturales y remanentes forestales.

En los valles colgantes, la fragmentación y secundarización de los bosques riparios y de pie de cingla, bajo las presiones agrícolas, se suma a la desecación de las quebradas para riego, la severa contaminación por agroquímicos. Los bosques remanentes reflejan la superposición histórica de los cultivos de sombrío (café y cacao) y sucesivos eventos de tala, quema y regeneración. El patrón general de reemplazo de la regeneración forestal del bosque seco premontano por matorrales subxerofíticos secundarios y sabanas xerófilas y especies invasoras, conlleva la acumulación de suelos y caudales agotados en cada valle.

En el cañón, la desecación de las quebradas determina la desaparición paulatina de los bosques secos riparios, la expansión de los matorrales subxerofíticos y los bosques bajos de *Prosopis* incluso al fondo de las cañadas. Las mismas formaciones más los pajonales de la sabana xerófila secundaria tienden a reemplazar gradualmente los fragmentos de los bosques secos secundarios de ladera, creando un paisaje general de subxerofitia secundaria de muy baja diversidad, generado y mantenido en gran parte por el pastoreo extensivo caprino.

**Tabla 2.** Resumen de la historia de alteración reconstruida para la mesa de Xéridas, Santander. Fechas aproximadas. Fuentes: Arenas (2004), Ardila (2015), Amando Martínez (com. pers. 2016), Monica Giedelman (com. pers. 2016).

Periodo	Paisajes dominantes	Demografía	Régimen de tensionantes	Patrón de alteración resultante
Pre-chibcha (hipotético) (10000 - 3000 AP)	Clima más húmedo que el actual. Sucesiones forestales con bosques de distinto porte, con excepción del altiplano. Altiplano con sabanas con parches y corredores riparios de bosque. Matorrales y bosques achaparrados, confinados a los afloramientos rocosos, escarpes y focos erosivos naturales.	Cazadores-recolectores y pequeños horticultores. Escasa densidad poblacional estable.	Pesca Leñería Asentamientos transitorios en las vegas y terrazas del río Chicamocha. Trasegar humano.	No es factible determinarlo por la escasez de información ecológica y antropológica sobre este período, pero puede asumirse como mínimo e irrelevante, con un predominio de los tensionantes naturales y una resiliencia más alta gracias a mayores masas vegetales, mejores suelos y un clima menos severo que el actual.
Guane (2500 AP)	Mosaico de sabana arbustiva, humedales y bosques de galería en el altiplano. Mosaico de bosques rastrojos y cultivos en los valles. Bosque seco tropical con parches subxerofíticos y enclaves de cultivos de pancoger.	Auge de poblamiento de los Guane. Centro del cacicazgo del cacique Guanentá.	Agricultura intensiva de tumba y quema (maíz, tabaco, algodón, frijol, calabazas, yuca, arracacha, fique, cacao y ají) en enclaves de suelos más favorables por profundidad efectiva, fertilidad e irrigación natural, en algunos casos, canales de riego (Ardila 2015).	Transformación de coberturas en valles colgantes, terrazas y vegas del río Chicamocha y vallecitos del altiplano; afectación de suelos sobre las geoformas acumulativas por situación y pendiente.
Invasión europea (Siglo XVI)	Regeneración de la vegetación en áreas tradicionalmente habitadas y cultivadas por los guane.	Colapso poblacional.	Entrada de ganadería bovina y caprina. Tabaco como primer monocultivo comercial en minifundios mestizos y haciendas españolas. Agricultura confinada a enclave edáficos favorables.	Alteración de nuevas extensiones de suelo y nuevas coberturas con la capricultura. Intensificación del ciclo natural del fuego y pastoreo en las sabanas del altiplano. Expansión de especies oportunistas en áreas de habitación y cultivo guane.
Colonia		Recuperación demográfica tardía.	Leñería en los enclaves agrícolas y zonas de extracción vecinas. Extensión de ganadería bovina en el altiplano y caprina en el cañón.	Disgénesis y fragmentación de los bosques riparios y pies de cingla más accesibles. Pastoreo extensivo en altiplano y cañón.
Primera República (Siglo XIX)	Mosaico de sabanas, bosques pirófilos y humedales en el altiplano. Mosaico de parches de cultivo y de regeneración en los valles. Bosque seco secundario en el cañón.	Colapso económico y demográfico. Recuperación demográfica y económica. Nuevo colapso demográfico: guerra de los mil días (1899-1902).	Monocultivos de exportación (caña, tabaco, café, cacao, algodón). Mesa de Xéridas centro de tránsito y comercio de las quinas y otros productos extraídos del Magdalena medio. Entresaca selectiva. Extracción forestal comercial, afectando maderas finas de construcción, ebanistería, taninos y navales. Introducción de pastos africanos.	Disgénesis y fragmentación de bosques riparios y pies de cingla de rodales cada vez más inaccesibles. Alteración de las sabanas del altiplano. Potrerización de ecosistemas riparios del altiplano.

Cont. **Tabla 2.** Resumen de la historia de alteración reconstruida para la mesa de Xéridas, Santander. Fechas aproximadas. Fuentes: Arenas (2004), Ardila (2015), Amando Martínez (com. pers. 2016), Monica Giedelman (com. pers. 2016).

Periodo	Paisajes dominantes	Demografía	Régimen de tensionantes	Patrón de alteración resultante
Siglo XX - XXI	<p>Matriz dominante de potreros arbolados con pastos y forestales introducidos. Parcelaciones suburbanas extensas sectorizadas con creciente densidad de setos y jardines.</p> <p>Parches y cordones reducidos de vegetación nativa de sabanas y bosques secundarios.</p> <p>Mosaico de parches de regeneración y cultivos en los valles colgantes.</p> <p>Bagarizales y matorrales subxerofíticos secundarios en parches extensos en una matriz de pajonales arbustivos, en el cañón.</p>	<p>Leve recuperación demográfica durante la primera mitad del siglo XX.</p> <p>Colapso demográfico: la violencia liberal-conservadora (1946-1958).</p>	<p>Recuperación del sistema de haciendas y minifundios</p> <p>Recuperación de las haciendas ganaderas en el altiplano y los minifundios tabacaleros y las cabreras en los valles y el cañón.</p> <p>Avicultura en el altiplano. Segunda mitad del siglo XX.</p> <p>Embalse de nacimientos y humedales.</p> <p>Excedente de fertilizante orgánico.</p> <p>Cordones de coníferas y eucaliptos como barreras cortaviento para los galpones y cercas vivas para los potreros.</p> <p>Introducción de agroquímicos y mecanización de agricultura campesina: revolución verde.</p> <p>Expansión suburbana como consecuencia del crecimiento demográfico, económico y espacial del área metropolitana de Bucaramanga.</p>	<p>Sabanas limpias de elementos leñosos en el altiplano.</p> <p>Matorrales y eriales en antiguas coberturas boscosas de valles colgantes y cañón.</p> <p>Agotamiento y contaminación de quebradas y humedales.</p> <p>Expansión de pastos introducidos en el altiplano.</p> <p>Expansión de monocultivos en los valles colgantes.</p> <p>Aceleración y expansión de la entresaca.</p> <p>Expansión del área cultivable sobre otros suelos antes subutilizados.</p> <p>Aumento de la población en el altiplano. Gran población flotante (turismo).</p>



**Figura 7.** Patrones de alteración en la mesa de Xéridas. Ver figura 6 para identificar los ambientes transformados.

## Modelo multiescala de restauración para la mesa de Xéridas

La acumulación de suelos y coberturas degradados, junto con la contracción de los ecosistemas naturales proveedores de servicios ecosistémicos refleja una trayectoria degradativa. No siendo posible suspender los usos que la generan, es necesario intervenir a distintas escalas para corregir la trayectoria. El modelo propuesto apunta a generar una trayectoria regenerativa con una estrategia en cada escala:

- Escala macro: lineamientos para el ordenamiento territorial en los EOT y POMCAs, priorizando áreas de preservación y restauración y orientando los usos y sus formas.
- Escala media: aplicando herramientas del paisaje para organizar una estructura ecológica por microcuenca, hecha de corredores que enlazan núcleos fuente y de regeneración.

- Escala micro: donde las tipologías de restauración y algunas herramientas biomecánicas se organizan dentro de un esquema de ordenamiento a escala predial.

En la escala macro, se presenta la propuesta de ordenamiento para la mesa de Xéridas y las cuencas que la rodean (Figura 8).

En la escala media la estrategia se concentra en la organización de herramientas de paisaje para conformar una estructura ecológica de microcuenca, entendidas como aquellas acciones que se superponen en un paisaje dado para promover los cambios físicos (pero también sociales), que favorecerán la recuperación y la permanencia de la biodiversidad (Lozano-Zambraño 2009). El modelo se concentra en la recuperación y protección del corredor vertical de cañada conformado por los humedales del altiplano, nacimientos y los distintos tipos de bosque ripario (Figura 9).

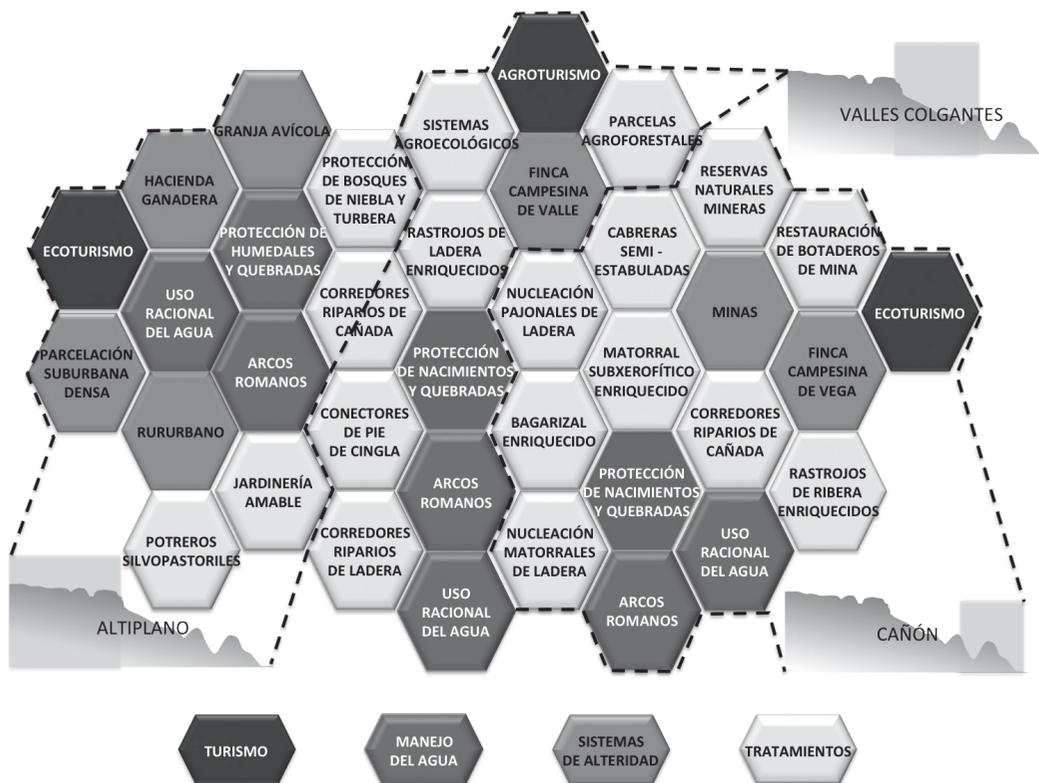
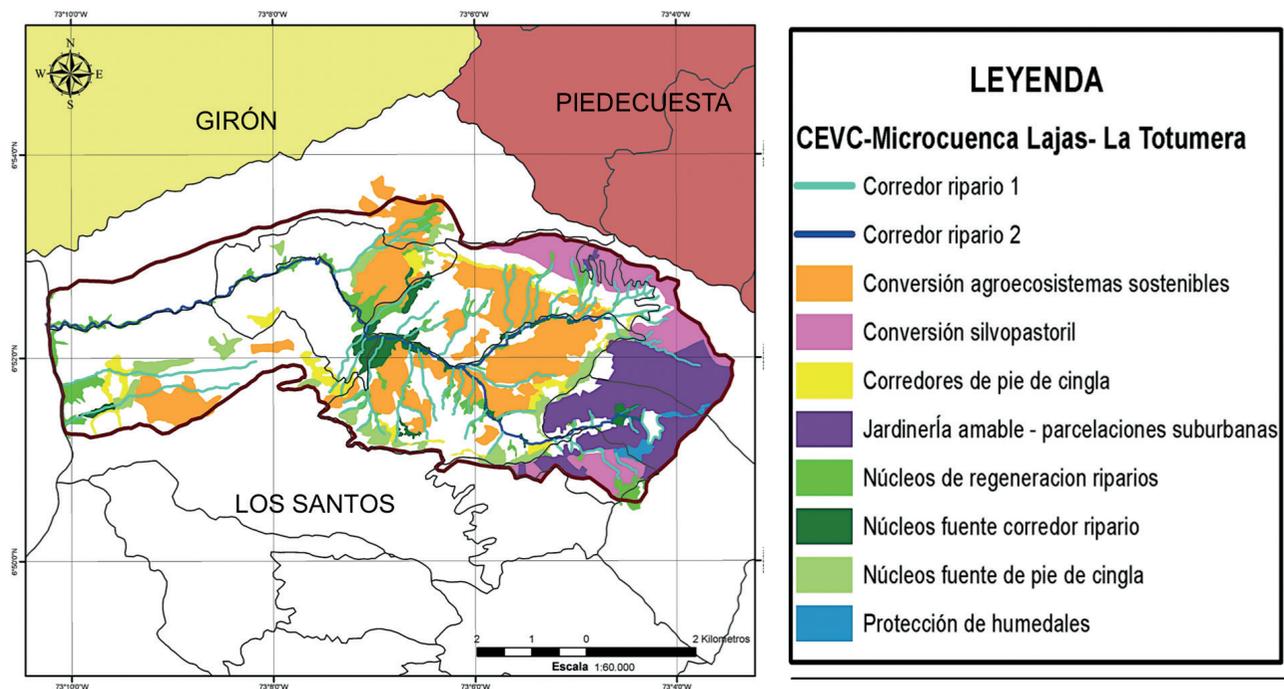


Figura 8. Modelo de restauración escala macro.



**Figura 9.** Modelo de corredor ecológico de cañada escala media. Corresponde a la localización de los tratamientos a nivel de microcuenca en el área de ejecución piloto del proyecto Xéridas.

En la escala micro la propuesta entra en la escala predial y por tanto en la del diseño de restauración y el ordenamiento de las herramientas dentro de la espacialidad propia de cada sistema de alteridad: finca campesina, finca ganadera, parcelación, granja avícola, etc.

Es a esta escala que se pueden impulsar sucesiones e impulsar procesos hidrológicos y de recuperación de suelos. Es también a esta escala que la conectividad y el hábitat demuestran su funcionalidad.

La aplicación para finca campesina de valle colgante (Figura 10) ilustra la estrategia. Los diseños específicos de restauración en cada caso combinan seis elementos principales:

- 1) Liberar barreras en puntos y franjas donde los limitantes ya son, de partida, menos severos.
- 2) Tipologías de restauración basadas en arreglos florísticos y patrones espaciales de la regeneración natural de cada ambiente del gradiente.

- 3) Equilibrar los espacios de conservación, regeneración, producción y habitación dentro del predio.
- 4) Armar corredores aprovechando los elementos lineales: vías, senderos, linderos, drenajes.
- 5) Priorizar el agua: la inclusión de prácticas de ahorro, protección y uso racional del agua.
- 6) Activar el cambio social: impulsando el empoderamiento de la mujer y la participación de todo el núcleo familiar para promover la evolución de las percepciones, decisiones y prácticas en dirección del bienestar colectivo y el cuidado amoroso de las personas y la tierra.

Las tipologías incluyen arreglos agroforestales y núcleos y corredores de restauración, como el que se presenta en la siguiente figura para los corredores de cañada en los predios que colindan con los principales drenajes (Figura 11).



Figura 10. Modelo básico de restauración escala micro. Ejemplo: finca campesina de valle colgante (1 – 5ha aprox.).

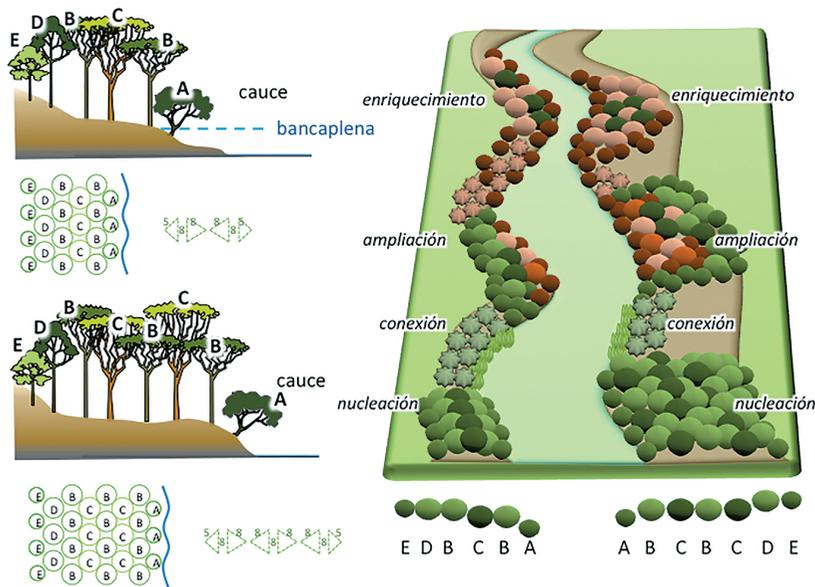


Figura 11. Ejemplo de tipología variable para la restauración del bosque ripario de las cañadas medias. Paisaje campesino de valles colgantes. A) arbolitos y arbustos riparios. B) especies dominantes del bosque de cañada. C) especies raras o amenazadas. D) dominantes del bosque de ladera. E) especies resistentes al fuego y pastoreo.

## Discusión

Cada uno de los tres paisajes que se diferencian marcadamente en el gradiente físico vertical determina el desarrollo de comunidades vegetales muy distintas y condiciones de regeneración así mismo diferenciadas con un fuerte encadenamiento vertical de los procesos biofísicos que se concentran en las cañadas. Estos ambientes han determinado distintas formas de ocupación y uso a lo largo de la historia que han acentuado la diferenciación en socioecosistemas correspondientes.

El análisis de las coberturas y los patrones de alteración muestra que la situación actual no es resultado sólo del régimen de tensionantes actual o reciente sino que refleja un largo historial de perturbaciones, eventos de regeneración, desaparición, modificación, persistencia o introducción de distintos elementos físicos, bióticos y culturales. En tales condiciones la selección de un estado pre-disturbio como ecosistema de referencia pierde viabilidad y utilidad.

El concepto de “paisaje estratificado” propuesto por Hourdequin y Havlick (2015) corresponde mejor a la situación de la Mesa de Xéridas y el cañón del bajo Chicamocha – alto Sogamoso pues: 1) existe una historia larga y compleja de disturbios, 2) muchos de los cambios acumulados son irreversibles (p.e. la entresaca selectiva de los bosques más cercanos a los centros de poblamiento y los pastos introducidos) y 3) el sistema actual tiene también un valor como resultado histórico. Así, en el altiplano se combinan los suelos y las geoformas del Mioceno con las sabanas del pleistoceno, los bosques del holoceno, elementos del paisaje cafetero y ganadero de los siglos XIX y XX y la suburbanización actual. En los valles y el cañón vemos superposición de formas y espacios de producción y habitación de los guanés que han perdurado a través de los sistemas campesinos que los tomaron como base. Los rastrojos y bosques son producto de varios episodios de perturbación y regeneración bajo distintos regímenes de tensionantes, desde la agricultura indígena, a la ganadería hispánica y la finca modernizada por la motobomba, la motosierra y los agroquímicos de la revolución verde.

En este contexto, la restauración más que la semblanza de un estado pretérito debería perseguir el mejoramiento del equilibrio entre cambio y conservación en un mosaico ecosistémico profundamente humanizado: ¿qué elementos deberían mantenerse, fortalecerse o recuperarse y cuáles controlarse o modificarse para la armonización y viabilidad del socioecosistema?

Según Brown y Lugo (1994) un modelo de desarrollo es sostenible en la medida en que es capaz de restaurar los daños producidos y balancear los espacios convertidos, productivos o en regeneración, en un modo tal que no se produzcan y acumulen espacios degradados. Como pudo verse en la lectura del patrón de alteración, en la mesa de Xéridas se confirma una trayectoria degradativa de los escenarios sociambientales en tres aspectos: 1) la acumulación de espacios degradados como los eriales, los pajonales y los matorrales subxerofíticos secundarios; 2) la contracción y fragmentación de los ecosistemas generadores de servicios (p.e. humedales, y bosques riparios) en desproporción frente a la expansión de los compartimentos demandantes (agroindustria, parcelaciones suburbanas); 3) la irreversibilidad de gran parte de la degradación acumulada (extinciones locales, erosión, destrucción de humedales y suelos de recarga).

Estos aspectos sugieren fallas adaptativas en los modos de vida y de producción presentes en la mesa de Xéridas, en relación con las determinantes biofísicas del altiplano y los cañones que lo rodean. Adicionalmente, el abrupto gradiente altitudinal y las crecientes oscilaciones climáticas determinan un encadenamiento causal del altiplano a los valles medios y al cañón que transmite sin amortiguación los tensionantes de las partes altas, húmedas y de alta renta a las partes bajas, secas y campesinas socioeconómicamente deprimidas. Esto redundaría en un círculo de degradación del bosque seco tropical y de las condiciones de vida de sus habitantes.

Se plantea que estos desajustes intrínsecos en la adaptación ecológica de los grupos locales que ya comprometen la viabilidad del socioecosistema,

reciben una presión adicional significativa de dos fuentes: los efectos locales del cambio climático global y los cambios socioeconómicos en el territorio, principalmente la presión creciente de la suburbanización y la avicultura sobre el recurso hídrico y los ecosistemas fuente. Los desequilibrios geográficos tienden a acentuarse en la medida en que las tierras bajas (sobre todo en bosque seco topical) son más sensibles por su fragilidad socioeconómica y por su posición en las microcuencas. Situación común a otros valles y cañones áridos en Colombia, como Santafé de Antioquia, en el cañón del río Cauca antioqueño (Montoya *et al* 2016).

Son más ecoeficientes aquellos modos de vida con respuestas más adaptativas al entorno pues generan menos cambios y menos entropía. La ecoeficiencia también se puede incrementar en la medida en que las respuestas adecuativas (de transformación) regeneran en lugar de degradar la capacidad del medio para sostener dicho modo de vida. Así, el modelo de restauración propuesto apunta a una reconformación progresiva del socioecosistema en cada uno de los tres paisajes, en la cual se equilibren espacialmente los compartimentos maduros (o sucesionalmente avanzados), en regeneración, en explotación y los convertidos-habitados, en la línea de la “estrategia de desarrollo del ecosistema” planteada por Odum (1969).

Esto se corresponde con el manejo adaptativo propuesto por Holling (2001), pues en cada escenario se busca la implementación de prácticas socialmente viables dirigidas a generar dinámicas regenerativas. El éxito de este enfoque depende fundamentalmente de la articulación multi-escala: una trayectoria regenerativa hacia el equilibrio de compartimentos en las tres escalas.

La recuperación de los procesos ecológicos como el ciclo hidrológico y la regeneración así como la viabilidad socioeconómica de los tratamientos reposan principalmente en la pertinencia y el ordenamiento de las intervenciones en la escala micro, al interior de cada predio y dentro de la lógica espacial y funcional

de cada sistema de alteridad: finca campesina, parcelación, avícola, etc.

Cada predio intervenido con herramientas de paisaje de escala micro, como se demostró en la microcuenca piloto, aporta los elementos necesarios para armar la estructura ecológica de la microcuenca en la escala media. Es en esta escala que se pueden abordar aspectos como el manejo integral del ciclo hidrológico, la conectividad entre los ecosistemas del gradiente vertical y la conformación de un mosaico sucesional balanceado.

Si bien la complejidad de estos sistemas implica que los cambios en la escala micro y media pueden dinamizar el escalamiento de las transformaciones en el manejo ambiental, la incidencia en el ordenamiento territorial municipal es la vía legal para frenar prácticas de manejo abusivo de los recursos naturales.

Las tres escalas se articulan entre sí a través del propósito de armar corredores ecológicos verticales de cañada, concentrando los esfuerzos de restauración en estas franjas que por sí mismas concentran los procesos hidrológicos, la regeneración y la conectividad biológica.

La recuperación del ciclo hidrológico pasa, inevitablemente por una cuestión de equidad. El Esquema de Ordenamiento Territorial del municipio de Los Santos señalaba el uso desigual del recurso entre las partes altas y las bajas y secas (Alcaldía de Los Santos 2003). Se trata entonces de equidad entre las comunidades suburbanas de las tierras altas y las campesinas de los valles medios y las tierras bajas del cañón. Pero equidad también entre las necesidades humanas y la preservación de un caudal ecológico, para el sostenimiento de los procesos ecológicos y la biota acuática y terrestre.

En el enfoque propuesto aquí, la restauración se asume como una herramienta de justicia socioambiental y por eso, parte de reconocer una historia de alteración como un diálogo en que las relaciones entre las personas y las relaciones con la tierra se afectan y

se cambian recíprocamente (Hourdequin y Havlick 2015) en la dirección de un cambio degradativo del ser humano y la tierra, o de un cambio regenerativo (Hernández *et al.* 2002, EEM 2005).

En síntesis, en los paisajes altamente estratificados y dinámicos, más que una conservación estática y circunscrita únicamente a los objetivos biológicos se requiere una restauración de la riqueza histórica del mosaico socioecosistémico. La sostenibilidad, bajo este enfoque, es una trayectoria y un equilibrio dinámico entre compartimentos, más que una moderación de la explotación respecto a la capacidad de carga, como un camino medio (Toledo 2005, Naredo y Baggeth-Gómez 2012).

## Bibliografía

- Albesiano-Hoyos, A. S., J. O. Rangel-Churio y A. Cadena. 2003. La vegetación del cañón del río Chicamocha (Santander, Colombia). *Caldasia* 25 (1): 73–99.
- Alcaldía de Los Santos. 2003. Esquema de Ordenamiento Municipal. 174 pp.
- Alcaldía de Los Santos. 2012. Plan de Desarrollo Municipal Unidos por mi pueblo. 5 pp.
- Ardila Luna, C. 2015. Paisaje colonial del siglo XVI en el territorio guane, Santander (Colombia). Pp.127–155. *En*: Gallini, S. (Ed.) Semillas de historia ambiental. Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Ciencias Humanas, Jardín Botánico José Celestino Mutis. Primera Edición. Colección General Biblioteca Abierta. Bogotá, D. C. 413 pp.
- Arenas, E. 2004. Los Guane, el pueblo de la cingla. Universidad Santo Tomás, Bucaramanga. 214 pp.
- Barrera-Cataño, J. I. y C. Valdés-López. 2007. Herramientas para abordar la restauración ecológica de áreas disturbadas en Colombia. *Revista de la Facultad de Ciencias, Pontificia Universidad Javeriana, Universitas Scientiarum* Edición Especial II (12): 11–21.
- Brown, S. y A. E. Lugo. 1994. Rehabilitation of tropical lands: a key to sustaining development. *Restoration Ecology* 2 (2): 97–111.
- Brown, R. D., N. Kenny y R. C. Corry. 2011. Testing the microclimate habitat design framework in abandoned sand and gravel extraction sites using the Karna Blue Butterfly. *Ecological Restoration* 29 (1-2): 52–63.
- Camargo, G. 2004. ¿Quién ordena el territorio? Una respuesta desde la ecología humana basada en sistemas de alteridad. *Innovación y Ciencia XI* (3 y 4): 34–47.
- Edición Especial sobre Medio Ambiente. Asociación Colombiana para el Avance de la Ciencia – ACAC. Bogotá.
- Clewell, A., J. Rieger y J. Munro. 2005. Guidelines for Developing and Managing Ecological Restoration Projects, 2nd Edition. www.ser.org y Tucson: Society for Ecological Restoration. 8 pp.
- Chirivi Gómez, S. M. 2015. Transformación de los agroecosistemas y de la economía campesina por la influencia del mercado en la vereda Purnia Nueva, Los Santos – Santander. Trabajo de Grado. Pontificia Universidad Javeriana. Facultad de Estudios Ambientales y Rurales, Carrera de Ecología. Bogotá D. C. 86 pp.
- Cotler, H., G. Bocco y A. Velázquez. 2004. El análisis del paisaje como base para la restauración ecológica. Sánchez, O., E. Peters, R. Márquez-Huitzil, E. Vega, G. Portales, M. Valdez y D. Azuara (Eds.). Diplomado en restauración ecológica. INE-SEMARNAT, United States Fish and Wildlife Service, Unidos para la Conservación, AC, Centro de Investigaciones en Ecosistemas, UNAM.
- Díaz, J. E., N. M. Contreras, J. E. Pinto, F. Velandia, C. J. Morales y G. Hincapie. 2009. Evaluación hidrogeológica preliminar de las unidades geológicas de la mesa de Los Santos, Santander. *Boletín de Geología* 31 (1): 61–70.
- Evaluación de Ecosistemas del Milenio (EEM). 2005. Ecosistemas y bienestar Humano: Síntesis sobre desertificación. World Resources Institute, Washington, DC. 25 pp.
- Fajardo, L., J. P. Rodríguez, V. González y J. M. Briceño-Linares. 2013. Restoration of a degraded tropical dry forest in Macanao, Venezuela. *Journal of Arid Environments* 88: 236–243.
- Hernández, A. J., U. Arantzasu y J. Pastor. 2002. Evaluación de la resiliencia en ecosistemas terrestres degradados encaminada a la restauración ecológica. Ciudad, sociedad, educación, control, caos y autoorganización. Actas de la II Reunión Española de Ciencia de Sistemas. Universidad de Valencia, Departamento de Matemática Aplicada y Sociedad Española de Sistemas Generales. Valencia, junio 12, 13 y 14 de 2002. 10 pp.
- Holling, C. S. 1978. Adaptive Environmental Assessment and Management. Wiley, London. Reprinted by Blackburn Press in 2005. 377 pp.
- Holling, C. S. 2001. Understanding the Complexity of Economic, Ecological, and Social Systems. 2001. *Ecosystems* 4: 390–405.
- Instituto Geográfico Agustín Codazzi - Igac. 2003. Estudio general de suelos y zonificación de tierras del departamento de Santander. Bogotá, Colombia. 1 cd.
- Instituto Nacional de Investigaciones Geológicas Mineras - Ingeominas. 2001. Mapa geológico generalizado del departamento de Santander. Memoria Explicativa.

- Escala 1:400.00. Instituto de Investigación e Información Geocientífica, Minero – Ambiental y Nuclear. Bogotá, Colombia. 88 pp.
- Lozano-Zambrano, F. H. (Ed.). 2009. Herramientas de manejo para la conservación de biodiversidad en paisajes rurales. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt y Corporación Autónoma de Cundinamarca (CAR). Bogotá D. C. 238 pp.
- Martín-López, B., J. A. González y S. Vilarly. 2012. Guía Docente Ciencias de la sostenibilidad. Bogotá D. C. 145 pp.
- Montoya-Arenas, C., L. M. Escobar Ocampo, E. Patiño Zuluaga y L. F. González Escobar. 2016. Transformación del paisaje cultural de Santafé de Antioquia: impactos del paisaje regional, en el urbano y el cotidiano. Centro de Investigación para el Desarrollo y la Innovación CIDI Universidad Pontificia Bolivariana, Convocatoria UPB INNOVA 2015, Escuela de Hábitat-CEHAP Universidad Nacional de Colombia sede Medellín. Medellín. 57 pp.
- Murcia, C. y M. R. Guariguata. 2014. La restauración ecológica en Colombia: Tendencias, necesidades y oportunidades. Bogor, Indonesia: Documentos Ocasionales 107 pp.
- Naredo, J. M. y E. Baggethumb-Gómez. 2012. Apéndice: Río+20 en perspectiva. Pp. 347-421 En: Starke, L. (Ed.). Hacia una prosperidad sostenible. La situación del mundo 2012. Informe Anual del Worldwatch Institute sobre el Progreso hacia una Sociedad Sostenible. Icaria editorial. 421 pp.
- Odum, E. 1969. The Strategy of Ecosystem Development. *Science* 164 (3877): 262–270.
- Pennington T., P. L. Gwilyn y J. A. Ratter. 2006. An Overview of the plant diversity, biogeography and conservation of neotropical savannas and seasonally dry forest. Pp. 1-29. En: Pennington T., P. L. Gwilyn y J. A. Ratter (Eds.). Neotropical Savannas and Seasonally Dry Forests. Plant Diversity, Biogeography and Conservation. The Systematics Association. Special Volume Series 69.
- Pizano, C. y H. García (Eds.). 2014. El Bosque seco tropical de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá D.C. 352 pp.
- Quesada, M., G. A. Sanchez-Azofeifa, M. Alvarez-Anorve, K. E. Stoner, L. Avila- Cabadilla, J. Calvo-Alvarado, M. M. Espirito-Santo, M. Fagundes, M. Fernandes, J. Gamon, J. M. Lopezaraiza-Mikel, D. Lawrence, L. P. Cerdeira Morellato, J. S. Powers, S. Neves, V. Rosas-Guerrero, R. Sayago y G. Sanchez-Montoya. 2009. Succession and management of tropical dry forests in the Americas: review and perspectives. *Forest Ecology and Management* 258: 1014–1024.
- Schmidheiny, S. 1992. Changing Course: a global business perspective on development and environment. World Buisness Council for Suistainable Development. MIT Press. 357 pp.
- Toledo, V. M. 2005. Repensar la conservación: ¿áreas naturales protegidas o estrategia bioregional? *Gaceta ecológica* 77: 67–83.
- Valencia-Duarte, J., L. N. Trujillo-Ortiz, O. Vargas Ríos. 2012. Dinámica de la vegetación en un enclave semiárido del río Chicamocha, Colombia. *Biota Colombiana* 13 (2): 40-65.
- Vodde, F., K. Jögiste, L. Gruson, T. Illison, K. Köster y J. A. Stanturf. 2010. Regeneration in windthrow areas in hemiboreal forests: the influence of microsite on the height growths of different tree species. *Journal of Forest Research* 15: 55–64.

Anexo 1. Principales tipos de vegetación definidos para la mesa de Xéridas según levantamientos de campo e información secundaria (Albesiano *et al.* 2003).

Denominación	Zona de vida y altitud (m)	Especies características	Composición y estructura	Asociación ambiental
Matrerales a bosques bajos de ladera y cañada de <i>Prosopis juliflora</i> con <i>Lippia organoides</i> y <i>Cestrum alternifolium</i> .	BsT – Bs-PM ca. 500-1170	<i>Lippia organoides</i> , <i>Cestrum alternifolium</i> , <i>Opuntia pubescens</i> , <i>Stenocereus griseus</i> , <i>Tillandsia recurvata</i> , <i>Commicarpus scandens</i> , <i>Tabernaemontana grandiflora</i> , <i>Senna pallida</i> y <i>Rauwolfia tetraphylla</i> .	Es determinante la presencia compartida de especies como <i>Lippia organoides</i> , <i>Jatropha gossypifolia</i> , <i>Solanum crotonifolium</i> , <i>Opuntia pubescens</i> , <i>O. dillenii</i> y <i>Tridax procumbens</i> . Las formas degradadas se presentan a manera de matorrales abiertos a enanos y pastizales-prados arbustivos. Bajo algunas de estas condiciones abiertas <i>Stenocereus griseus</i> cobra especial importancia como componente rasante.	En laderas expuestas ligeramente inclinadas a muy escarpadas; cañadas expuestas planas a fuertemente inclinadas, sobre sustratos superficiales erosionados, rocosos hasta pedregosos o franco-arenosos, bien drenados y en algunos casos estacionalmente inundables, con afloramientos de roca en algunos sectores y diferentes proporciones de suelos descubiertos y acumulación de hojarasca (Albesiano-Hoyos <i>et al.</i> 2003). Se observó alteración por cruce de caminos, pastoreo bovino y caprino, paso de mangueras de agua y quemadas esporádicas. Corresponde a vegetación seca de tipo mesoserar la priseral distribuida desde la franja Tropical hasta la transición con la franja Premontana.
Bosques bajos a matorrales de ladera y cañada de <i>Ruprechtia ramiflora</i> , <i>Prosopis juliflora</i> , <i>Bursera simaruba</i> y <i>Astronium graveolens</i> .	BsT – Bs-PM ca. 310-1206	<i>Ruprechtia ramiflora</i> , <i>Bursera simaruba</i> , <i>Astronium graveolens</i> , <i>Aspidosperma cuspa</i> , <i>Selaginella sellowii</i> , <i>Casearia tremula</i> , <i>Opuntia</i> sp., <i>Commelina</i> sp., <i>Platymiscium pinnatum</i> , <i>Selaginella</i> sp., <i>Cylindropuntia caribaea</i> , <i>Celtis iguanaea</i> e <i>Indigofera</i> sp.	Entre los componentes locales que desarrollan portes arbóreos se destacan <i>Platymiscium pinnatum</i> , <i>Tabebuia chrysantha</i> , <i>Celtis iguanaea</i> , <i>Guettarda elliptica</i> , <i>Randia aculeata</i> y <i>Pradosia colombiana</i> . Es determinante la presencia compartida de <i>Ruprechtia ramiflora</i> y <i>Bursera simaruba</i> , contrastando con la presencia reducida de <i>Lippia organoides</i> y <i>Senna pallida</i> y la ausencia de <i>Cestrum alternifolium</i> y <i>Stenocereus griseus</i> . Sus formas degradadas se presentan a manera de matorrales abiertos a enanos arbolados.	En laderas y cañadas expuestas ligeramente inclinadas a moderadamente escarpadas sobre sustratos rocosos hasta pedregosos o arcilloso-arenosos bien drenados, con rocas expuestas y diferentes proporciones de suelo descubierto y acumulación de hojarasca. En los alrededores se observaron alambrados, desarrollo de ganadería bovina y caprina, y cruce de caminos y mangueras de agua. Corresponde a vegetación seca de tipo mesoserar hasta priseral, la cual se extiende desde la franja Tropical hasta la transición con la franja Premontana.
Unidad de vegetación seca estacional: herbazal abierto de terraza aluvial de <i>Gynerium sagittatum</i> , <i>Cyperus rotundus</i> y <i>Prosopis juliflora</i> .	Bs-T ca. 600-650	<i>Gynerium sagittatum</i> y <i>Cyperus rotundus</i> .	Herbazal abierto a herbazal generalmente muy pobre en cobertura y composición, el cual comparte la presencia de cañas altas de <i>Gynerium sagittatum</i> con hierbas de <i>Cyperus rotundus</i> y arbustillos de <i>Prosopis juliflora</i> acompañadas por algunas herbáceas y rasantes de cobertura reducida como <i>Tephrosia cinerea</i> . Localmente se observa a <i>Stemodia durantifolia</i> como componente dominante de herbazales más densos.	En terrazas aluviales planas propias de las márgenes del río Chicamocha sobre detritos no consolidados ricos en minerales, desarrollándose a manera de vegetación priseral estacional característica de la época seca (Albesiano-Hoyos <i>et al.</i> 2003). Corresponde a la asociación <i>Cypero rotundus-Gynerium sagittatum</i> descrita por Albesiano-Hoyos <i>et al.</i> (2003).

Cont. Anexo 1. Principales tipos de vegetación definidos para la mesa de Xéridas según levantamientos de campo e información secundaria (Albesiano *et al.* 2003).

Denominación	Zona de vida y altitud (m)	Especies características	Composición y estructura	Asociación ambiental
Bosques bajos a matorrales de ladera y cañada de <i>Astronium graveolens</i> y <i>Machaerium</i> sp. con <i>Bursera simaruba</i> y <i>Guettarda elliptica</i> .	Bs-T – BsPM ca. 349-1251	<i>Machaerium</i> sp., <i>Astronium graveolens</i> , <i>Guettarda elliptica</i> , <i>Guapira</i> sp., <i>Zanthoxylum fogara</i> , <i>Amyris pinnata</i> , <i>Erythroxylum</i> sp., <i>Duranta mutisii</i> , <i>Eugenia punctifolia</i> , <i>Bursera simaruba</i> , <i>Erythroxylum</i> sp.1., <i>Albizia niopoides</i> y <i>Chiococca alba</i> .	Integra diversos bosques bajos (eventualmente medios) hasta matorrales los cuales comparten matrices leñosas. Entre los elementos arbóreos locales destacados se encuentran <i>Cedrela odorata</i> , <i>Trichilia inaequilatera</i> , <i>Lonchocarpus velutinus</i> , <i>Melicoccus bijugatus</i> , <i>Ruprechtia ramiflora</i> , <i>Piptadenia viridiflora</i> y especies de <i>Clusia</i> y <i>Ficus</i> .	En laderas y cañadas expuestas ligeramente inclinadas a moderadamente escarpadas, sobre sustratos rocosos expuestos hasta pedregosos o arcilloso-arenosos bien drenados con porciones significativas de suelo descubierto y acumulación de hojarasca. Los sitios presentan diferentes evidencias de alteración, entre ellos el cruce de caminos aledaños, pastoreo bovino y caprino, presencia de cercados y alambrados, cultivos de nopal, paso de mangueras de agua y actividades de tala. Corresponde a vegetación seca de tipo mesoserá distribuida desde la franja Tropical hasta la sección inferior de la franja Premontana.
Bosques medios a bajos de cañada de <i>Brosimum alicastrum</i> , <i>Maclura tinctoria</i> y <i>Machaerium</i> sp. con <i>Tabernaemontana grandiflora</i> .	Bs-T – Bs-PM ca. 498-1283	<i>Brosimum alicastrum</i> , <i>Indigofera</i> sp.1., <i>Maclura tinctoria</i> , <i>Bauhinia</i> sp., <i>Pseudomalmea boyacana</i> , <i>Albizia guachapele</i> , <i>Celtis trinervia</i> , <i>Bauhinia variegata</i> , <i>Inga vera</i> , <i>Justicia bracteosa</i> , <i>Melicoccus bijugatus</i> , <i>Clusia celsae</i> , <i>Neea divaricata</i> y <i>Ficus yoponensis</i> .	Integra diversos bosques medios a bajos (eventualmente bosques altos o matorrales) los cuales comparten una matriz leñosa de árboles de <i>Brosimum alicastrum</i> , <i>Maclura tinctoria</i> y <i>Machaerium</i> sp. con arbustos de <i>Tabernaemontana grandiflora</i> . Entre los componentes arbóreos locales que desarrollan porte significativo se encuentran <i>Duranta mutisii</i> , <i>Piptadenia viridiflora</i> , <i>Senegalia polyphylla</i> , <i>Muntingia calabura</i> , <i>Picramnia sellowii</i> , <i>Spondias mombin</i> y <i>Bauhinia aculeata</i> .	En cañadas expuestas ligeramente inclinadas a moderadamente escarpadas hasta laderas o pies de ladera fuertemente inclinados a moderadamente escarpados, sobre sustratos rocosos expuestos a pedregosos bien drenados con acumulación importante de hojarasca y porciones de suelos descubiertos. Se observaron cruce de caminos, cultivos aledaños con paso de mangueras para riego, pastoreo especialmente caprino con acumulación de estiércol, y evidencias de tala y quema. Corresponde a vegetación seca de tipo mesoserá distribuida entre la franja Tropical y la sección inferior de la franja Premontana.

Cont. Anexo I. Principales tipos de vegetación definidos para la mesa de Xéridas según levantamientos de campo e información secundaria (Albesiano *et al.* 2003).

Denominación	Zona de vida y altitud (m)	Especies características	Composición y estructura	Asociación ambiental
Bosques medios a bajos de cañadas y pies de cingla de <i>Anacardium excelsum</i> con <i>Syzygium jambos</i> y especies de <i>Piper</i> .	Bs-T – Bs-PM ca. 655-1601	<i>Anacardium excelsum</i> , <i>Inga punctata</i> , <i>Ficus americana</i> , <i>Acalypha macrostachya</i> , <i>Anthurium fendleri</i> , <i>Piper</i> sp., <i>Toxicodendron striatum</i> , <i>Calliandra</i> sp., <i>Coffea arabica</i> , <i>Mangifera indica</i> , <i>Inga</i> sp., <i>Psychotria horizontalis</i> , <i>Costus laevis</i> , <i>Calliandra purdiei</i> , <i>Psychotria</i> sp., <i>Ficus</i> sp., <i>Syzygium jambos</i> , <i>Blechnum</i> sp. y <i>Carludovica palmata</i> .	Integra bosques medios a bajos los cuales comparten una matriz arbórea de <i>Anacardium excelsum</i> con <i>Syzygium jambos</i> junto con especies herbáceas de <i>Piper</i> ( <i>P. crassinervium</i> , <i>P. eriopodum</i> , <i>P. aduncum</i> , <i>P. amalago</i> ). Entre los componentes arbóreos locales que desarrollan porte significativo se encuentran <i>Cecropia peltata</i> , <i>Viburnum tinoides</i> , <i>Bauhinia picta</i> , <i>Myrcia cucullata</i> , <i>Pseudomalmea boyacana</i> , <i>Amyris pinnata</i> , <i>Tabernaemontana grandiflora</i> y especies de <i>Conarus</i> , <i>Platymiscium</i> y <i>Guatteria</i> .	En cañadas y pies de laderas y de cingla expuestos a protegidos, planos a moderadamente inclinados hasta moderadamente escarpados, sobre sustratos rocosos a arcilloso-arenosos y oscuros bien drenados con rocas expuestas, hojarasca abundante y diferente proporción de suelos descubiertos, eventualmente erosionados hasta turbosos y moderadamente drenados. Comprenden esencialmente remanentes boscosos de porte significativo integrados en agroecosistemas como sombrío para cultivos de café y plátano, observándose en los alrededores la presencia de cercados, aljibes y mangueras de agua, cruce de caminos, pastoreo y paso frecuente de ganado, no obstante algunos sectores se muestran relativamente bien conservados. Corresponden a vegetación húmeda de tipo mesoserar propia de la sección inferior de la franja Premontana con presencia en la transición con la franja Tropical.
Bosques bajos de ladera y pie de cingla de <i>Myrsine guianensis</i> con <i>Vismia baccifera</i> y <i>Allophylus racemosus</i> .	Bh-PM ca. 1195-1576	<i>Myrsine guianensis</i> , <i>Allophylus racemosus</i> , <i>Chamaecrista</i> sp., <i>Piptocoma</i> sp., <i>Clusia</i> sp., <i>Escallonia pendula</i> , <i>Calycolpus moritzianus</i> , <i>Picramnia</i> sp., <i>Dendropanax arboreus</i> , <i>Furcraea</i> sp., <i>Peperomia</i> sp., <i>Cupania americana</i> , <i>Myrcia cucullata</i> , <i>Sorocea</i> sp.	Comprende bosques bajos (eventualmente bosques medios o herbazales arbolados-arbustivos) los cuales comparten en general una matriz leñosa de <i>Myrsine guianensis</i> con <i>Vismia baccifera</i> y <i>Allophylus racemosus</i> . Entre los elementos arbóreos locales que desarrollan portes significativos se destacan <i>Guazma ulmifolia</i> , <i>Platypodium elegans</i> , <i>Inga vera</i> y <i>Amatoua corymbosa</i> .	En laderas y pies de cingla expuestos ligeramente inclinados a moderadamente escarpados, eventualmente en cañadas protegidas fuertemente inclinadas, sobre sustratos rocosos expuestos hasta oscuros o pedregos bien drenados, eventualmente turbosos a arcilloso-arenosos, con diversas proporciones de hojarasca acumulada y suelos descubiertos. En los alrededores se observó el cruce de caminos poco transitados y el pastoreo de ganado especialmente caprino con acumulaciones significativas de excremento, así como el paso de mangueras de agua, cercados antiguos de roca, presencia de plantas esporádicas de café y cultivos alejados de maíz. Corresponde a vegetación húmeda de tipo mesoserar, pre-señalándose en su forma más degradada como herbazales fuertemente alterados con componentes leñosos remanentes.

Cont. Anexo 1. Principales tipos de vegetación definidos para la mesa de Xéridas según levantamientos de campo e información secundaria (Albesiano *et al.* 2003).

Denominación	Zona de vida y altitud (m)	Especies características	Composición y estructura	Asociación ambiental
Bosques bajos a matorrales de cañada de <i>Myrsine coriacea</i> , <i>Vismia baccifera</i> y <i>Viburnum tinoides</i> .	Bh-PM ca. 1641-1662	<i>Clusia octopetala</i> , <i>Myrsine coriacea</i> , <i>Sticherus nudus</i> , <i>Sobralia violacea</i> , <i>Miconia ibaguensis</i> , <i>Vismia baccifera</i> , <i>Viburnum tinoides</i> , <i>Tibouchina lindeniana</i> , <i>Lepidaploa canescens</i> , <i>Epidendrum radicans</i> , <i>Alchornea latifolia</i> .	Bosques bajos a matorrales con matrices leñosas de <i>Myrsine coriacea</i> , <i>Vismia baccifera</i> y <i>Viburnum tinoides</i> acompañadas en el estrato subarbóreo por <i>Clusia octopetala</i> , <i>Clusia multiflora</i> , <i>Tibouchina lindeniana</i> , <i>Cosmibuena grandiflora</i> y <i>Acacia mangium</i> .	En cañadas expuestas a protegidas y laderas expuestas del altiplano colinado en la mesa de Xéridas, sobre sustratos rocosos a arcilloso-arenosos y oscuros-turbosos bien a moderadamente drenados con acumulación abundante de hojarasca. Se establece en antiguas zonas de pastoreo, márgenes de humedales y alrededores de sectores bajo sucesión detenida por helechos ( <i>Sticherus nudus</i> ), en inmediaciones de reservorios de agua de conjuntos residenciales (Acuarelas), caminos poco transitados y de paso de animales. Este tipo de vegetación reúne vegetación húmeda de tipo mesoserar hasta priserar, conformando en su forma más degradada herbazales arbolados con predominio de <i>Sticherus nudus</i> en el estrato herbáceo.
Bosques medios turbosos de ladera de <i>Ocotea guianensis</i> sp. y <i>Miconia araguensis</i> .	Bh-PM ca. 1424-1564	<i>Ocotea guianensis</i> , <i>Cyathea</i> sp., <i>Chusquea</i> sp., <i>Vochysia megalophylla</i> , <i>Meliosma</i> sp., <i>Miconia aponeura</i> , <i>Miconia araguensis</i> , <i>Myrcia tomentosa</i> , <i>Chamaedorea pinnatifrons</i> .	Reúne bosques medios de <i>Ocotea guianensis</i> con <i>Cyathea</i> sp. acompañadas en los estratos arbóreos por <i>Vochysia megalophylla</i> , <i>Matudaea colombiana</i> , <i>Croton leptostachyus</i> y <i>Clusia eugenioides</i> . El estrato arbustivo se caracteriza por la presencia de diversos elementos leñosos de baja cobertura, entre los cuales se incluyen <i>Palicourea thyrsoiflora</i> , <i>Sloanea terniflora</i> , <i>Myrcia tomentosa</i> y especies de <i>Miconia</i> ( <i>M. dodecandra</i> , <i>M. pulvinata</i> ), <i>Lacistema</i> y <i>Chrysophyllum</i> .	En laderas expuestas a protegidas moderadamente inclinadas a moderadamente escarpadas del margen del altiplano colinado de la mesa de Xéridas, sobre sustratos oscuros a turbosos moderadamente a bien drenados con abundante hojarasca en descomposición avanzada. Se observaron caminos aledaños empleados principalmente para tránsito de turismo. Representan remanentes de bosques turbosos secundarios de tipo mesoserar tardío en buen estado de conservación.

Germán Camargo-Ponce de León  
Fundación Guayacal,  
Bogotá, Colombia  
*fauvuge@gmail.com*

Laura Gisela Agudelo-Álvarez  
Fundación Guayacal,  
Bogotá, Colombia  
*agudelo.laura@gmail.com*

Lectura de un paisaje estratificado: propuesta de restauración basada en el ordenamiento multi-escala de las cañadas en la mesa de Xéridas, Santander, Colombia

**Citación del artículo:** Camargo-Ponce de León, G. y L. G. Agudelo-Álvarez. 2017. Lectura de un paisaje estratificado: propuesta de restauración basada en el ordenamiento multi-escala de las cañadas en la mesa de Xéridas, Santander, Colombia. *Biota Colombiana* 18 (Suplemento 1): 35–59. DOI: 10.21068/c2017.v18s01a02

Recibido: 12 de noviembre de 2015

Aprobado: 22 de febrero de 2017

---

# Experiencia piloto de nucleación con especies nativas para restaurar una zona degradada por ganadería en el norte de Antioquia, Colombia

A pilot nucleation experiment with native species to restore an area degraded by livestock in the north of Antioquia, Colombia

Mónica Díaz-Páez y Jaime Polanía

---

## Resumen

Se estableció un experimento de restauración ecológica en un paisaje degradado por ganadería en San Félix (Bello, Antioquia). Se estudiaron estacas y plántulas de *Clusia multiflora*, *Hedyosmum* sp., *Meriania nobilis*, *Piper* sp., *Saurauia* sp., *Tibouchina lepidota*, *Tournefortia* sp., *Weinmannia* sp., por disponibilidad e importancia en la zona. Después de 13 semanas la mortalidad de las estacas fue completa y fue del 50 % para las plántulas. Para mejorar la adaptación de las especies e incluir varias nuevas, en una segunda fase del experimento se rescataron plántulas de 1 m de altura y se aclimataron durante tres meses en un vivero. También se aplicaron cristales de *Aloe vera* a las nuevas estacas para facilitar su enraizamiento. Las plántulas establecidas (95 %) correspondieron a: *Billia rosea*, *Bocconia frutescens*, *Fuchsia* sp., *Hedyosmum* sp., *Inga* sp., *Myrsine coriacea*, *Saurauia* sp., *Schefflera* sp. y *Siparuna* sp. Las estacas supervivientes (33 %) fueron: *Brugmansia arborea*, *Brunellia* sp., y *Saurauia* sp. En general, las plántulas rescatadas mostraron un alto potencial de establecimiento y bien pueden promover procesos de restauración.

**Palabras clave.** Andes occidentales. Estacas. Rescate de plántulas. Restauración ecológica.

## Abstract

An experiment of ecological restoration was established in a landscape degraded by livestock. We studied cuttings and seedlings of *Clusia multiflora*, *Hedyosmum* sp., *Meriania nobilis*, *Piper* sp., *Saurauia* sp., *Tibouchina lepidota*, *Tournefortia* sp., and *Weinmannia* sp., based on the availability and importance of these species in the area. After 13 weeks the mortality of the cuttings was total, and for the seedlings it was of 50 %. To improve the adaptation of the species and to include several new ones, in the second phase of the experiment we rescued new 1m tall seedlings, and acclimated them in a nursery for three months. We also applied *Aloe vera* crystals to the new cuttings to facilitate their rooting. In this second phase, seedlings (95 %) of the species became established: *Billia rosea*, *Bocconia frutescens*, *Fuchsia* sp., *Hedyosmum* sp., *Inga* sp., *Myrsine coriacea*, *Saurauia* sp., *Schefflera* sp., *Siparuna* sp. The surviving cuttings (33 %) were the following: *Brugmansia arborea*, *Brunellia* sp., and *Saurauia* sp. In general, rescued seedlings showed high potential for establishment, and may well promote restoration processes.

**Key words.** Cuttings. Ecological restoration. Rescue of seedlings. Western Andes.

## Introducción

El uso intensivo de la tierra y la sustitución de la cubierta natural por plantas exóticas pueden contribuir a la extinción de las especies nativas, que integran una compleja red de interacciones ecológicas (Santos *et al.* 2015). En suelos degradados, la plantación de especies pioneras puede ser una opción apropiada para aumentar la cobertura del dosel y disminuir los pastos exóticos. La recuperación de la estructura vegetal cambia las condiciones en el sitio deforestado y facilita la colonización de plantas y animales (Ruiz-Jaén y Aide 2005). Las especies pioneras son, a menudo, resistentes a condiciones de tensión propias de áreas degradadas, con sistemas de raíces largas, que pueden mejorar las características físicas y químicas del suelo para la sucesión secundaria, en tanto aumentan las tasas de supervivencia de especies propias de estados sucesionales ulteriores (Ma *et al.* 2014).

La nucleación con plantas leñosas en paisajes alterados para restaurar la cubierta vegetal (Corbin y Holl 2012) aprovecha las condiciones microclimáticas (i.e. luz, temperatura y humedad). Estas plantas ayudan a establecer otras que no sobrevivirían en áreas abiertas o invadidas por exóticas. Corbin y Holl (2012) han encontrado mayor abundancia, supervivencia y riqueza de semillas y plántulas dentro de núcleos, comparados con áreas desnudas. Rey-Benayas *et al.* (2008), Reis *et al.* (2010) y Corbin y Holl (2012), entre otros, sugieren que los núcleos de árboles aportan mayor heterogeneidad al hábitat en pequeña escala, así como una composición más diversa que otros procesos convencionales de restauración. Además, tienen el potencial de acelerar el restablecimiento de procesos ecológicos, como los ciclos de nutrientes y el secuestro de carbono.

La propagación vegetativa puede acelerar el proceso de sucesión (Reis *et al.* 2010), mientras Zahawi *et al.* (2009) ha descrito la eficiencia del uso de estacas de árboles y arbustos en los trópicos como herramienta prometedora de restauración. Las ventajas de la propagación vegetativa con respecto a la reproducción

por semillas radican en la posibilidad de obtener un gran número de ejemplares de tallas mayores en un menor tiempo (Sen y Rajput 2002, Ceccon, 2013), lo que resulta en un ahorro económico y laboral, pues no depende de la disponibilidad de semillas y prescinde de fases iniciales de germinación (Zahawi y Holl 2009). Estas estacas funcionan, además, como perchas y aceleran la regeneración. El enraizamiento se puede obtener de madera dura, de aquellas ramas de uno o más años de edad; las maduras corresponden a zonas basales y su prendimiento es mayor (Rojas *et al.* 2004). Para asegurar el enraizamiento se pueden usar sustancias que estimulen el proceso y favorezcan la formación de raíces adventicias, tales como *Aloe vera* (L.) Burm. f., con la cual se han obtenido porcentajes de enraizamiento satisfactorios en especies leñosas, similares a aquellos generados por inductores químicos (Giraldo *et al.* 2009).

Otra técnica que puede acelerar la recuperación de zonas degradadas, pues prescinde de la germinación, es el rescate de plántulas, que también genera material vegetal de forma rápida. Así, el banco de plántulas sirve como vivero natural para aumentar la cobertura vegetal en programas de restauración ecológica (Vargas y Lozano 2008).

La región andina de Colombia ha sido el soporte del desarrollo económico y cultural del país (Alvear *et al.* 2010), lo que ha derivado en deforestación por ampliación de la frontera pecuaria y agrícola (Orrego 2009). El corregimiento de San Félix (Bello, Antioquia) ha visto reducida su cobertura natural debido a la expansión de la actividad ganadera.

En este contexto, los objetivos de este estudio fueron evaluar: (i) la eficiencia del rescate de plántulas de especies nativas para uso en la restauración; (ii) la capacidad de especies arbóreas para establecerse a partir de estacas y comparar su crecimiento y desarrollo; y (iii) la eficiencia de disponer las anteriores en núcleos para recuperar un terreno sometido a actividad ganadera durante varias décadas.

## Material y métodos

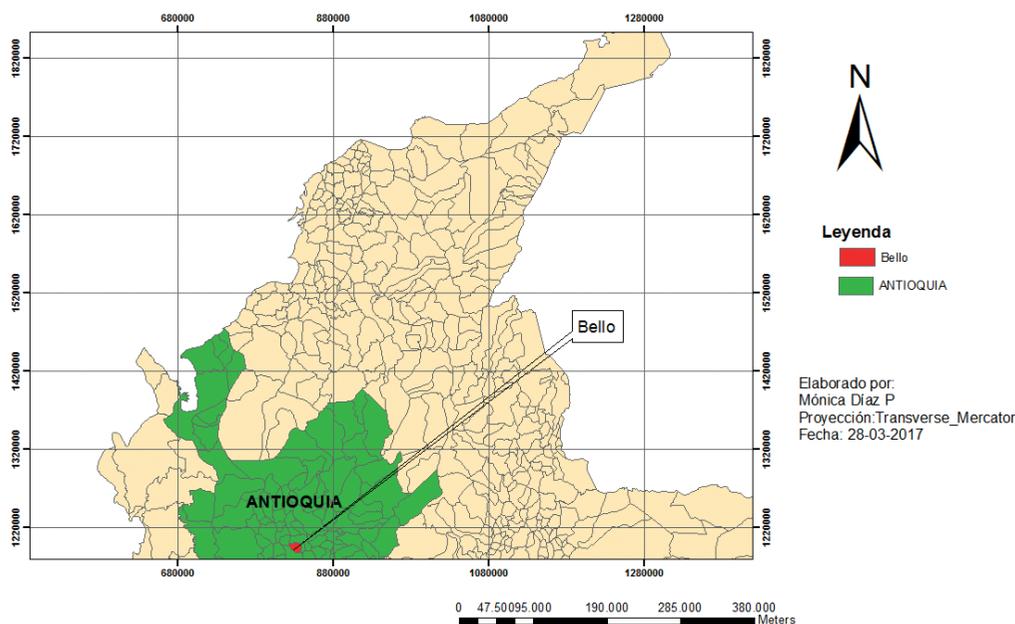
### Sitio de estudio

El estudio se llevó a cabo en el corregimiento San Félix, municipio de Bello (Figura 1), perteneciente al Altiplano de Ovejas, costado occidental de la Serranía de las Baldías (06°21'03,09"N; 75°36'57,05"W). El área (1 ha) se encuentra a 2.500 m s.n.m., con una temperatura media anual de 15°C y precipitación anual de 1756 mm, en un bosque húmedo montano *sensu* Holdridge (Espinal 2012). El terreno fue usado durante más de cinco décadas para ganadería extensiva.

### Siembra directa de plántulas y estacas

A pesar de la intensa transformación del paisaje debida a la ganadería en San Félix, persisten algunos parches de bosque, conformados principalmente por *Clusia multiflora* Kunth, *Hedyosmum* sp., *Meriania nobilis* Triana, *Piper* sp., *Saurauia* sp., *Tibouchina lepidota* (Bonpl.) Baill, *Tournefortia* sp., *Weinmannia* sp. De dichas especies se colectaron estacas con alturas >1 m para facilitar su establecimiento y sobrepasar la altura de la especie invasora *Pennisetum clandestinum* Hochst. ex Chiov (empleada durante >

50 años para ganadería). Se siguió la metodología propuesta por Rojas *et al.* (2004), así: se colectaron -en la mañana, para evitar la pérdida de agua- 50 estacas con un promedio de 1,5 m de longitud y diámetros de 2-3,5 cm. Se eligieron de ramas que presentaban crecimiento vertical con al menos dos nudos. Posteriormente se podaron las hojas y ramas y se introdujeron en agua. Al mismo tiempo, de un remanente de bosque vecino se recolectaron plántulas sanas de las mismas especies de 20-40 cm de altura, sin afectar su sistema radicular, y sus hojas se cortaron a la mitad para evitar su deshidratación. Posteriormente fueron plantadas en 10 núcleos siguiendo a Anderson (1953), dispuestos en forma de X; cuatro plántulas y cinco estacas de especies diferentes: una central y cuatro en las esquinas, separadas 1 m entre sí. En cada eje se sembraron las plántulas (dos por eje). La profundidad de siembra de las estacas fue 20-40 cm. Posteriormente fue regado todo el terreno y se cubrió con polisombra al 33 % en cada uno de los núcleos. Se monitoreo la supervivencia y vigor cada 20 días de julio a octubre de 2015.



**Figura 1.** Ubicación zona de estudio. Corregimiento de San Félix, Bello (Antioquia).

## Segunda fase: estacas y plántulas con pre-tratamiento

La aclimatación se realizó en un vivero con polisombra al 66 % durante tres meses, donde se establecieron individuos de importancia regional y ecológica (Anexo 1) colectados en el bosque de referencia. Se cortaron estacas de 1,5 m de longitud en promedio de árboles con buenas condiciones fitosanitarias de *Brugmansia arborea* (L.), *Brunellia* sp., *M. nobilis* Triana, *Saurauia* sp., *T. lepidota* (Bonpl.) Baill y *Weinmannia* sp. Así mismo, se rescataron individuos del banco de plántulas con un promedio de altura de 1 m de *Billia rosea* (Planch & Linden) C. Ulloa & P., *Bocconia frutescens* L., *C. multiflora* Kunth., *Fuchsia* sp., *Hedyosmum* sp., *Inga* sp., *M. nobilis*, *Myrsine coriacea* (Sw.) R. Br. ex Roem. & Schult., *Saurauia* sp., *Schefflera* sp., *Siparuna* sp., *Weinmannia* sp. Se podaron las hojas y se sumergieron las estacas durante diez minutos en cristales de *A. vera* para estimular el enraizamiento. Posteriormente se plantaron en bolsas y se cubrieron con tierra de 20-30 cm de la estaca durante tres meses. Se realizó riego a necesidad durante el tiempo en el vivero.

Se monitorearon la mortalidad y el vigor de plántulas y estacas *sensu* Quevedo (1993), donde se asignó 1 a individuos con abundante follaje, color verde intenso en las hojas, apariencia saludable del plantón; 2 a aquellos con follaje medio, color verde intenso y con presencia de color verde pálido, apariencia saludable del plantón; y 3 para poco follaje, color predominante verde amarillento y apariencia débil del plantón.

## Repoblación de núcleos de vegetación

Después de tres meses de establecido el vivero, los individuos fueron transplantados a los núcleos de vegetación con ejemplares de *B. frutescens*, *C. multiflora*, *Fuchsia* sp., *Hedyosmum* sp., *Inga* sp., *M. nobilis*, *M. coriacea*, *Saurauia* sp., *Schefflera* sp., *Siparuna* sp. y *Weinmannia* sp. Se establecieron núcleos bajo tres arreglos: tres núcleos con estacas, tres con plántulas y tres de combinación de estacas y plántulas y un núcleo de control, en el cual se le realizó una limpia, pero sin individuos plantados.

Cada núcleo, cubierto con polisombra al 33 %, contó con ocho individuos de especies diferentes.

De octubre de 2015 a marzo de 2016 se realizaron mediciones de diámetro de la base y altura. La altura se midió (cm) desde la base del tallo hasta la yema apical. El diámetro se midió (mm) en la base del tallo. A partir de estos datos se calculó el Índice de Esbeltez (Toral 1997) mediante el cociente de la altura y el diámetro del tallo, la cual relaciona la resistencia de la planta con la capacidad fotosintética; valores 5-10 indican mejor calidad de la planta.

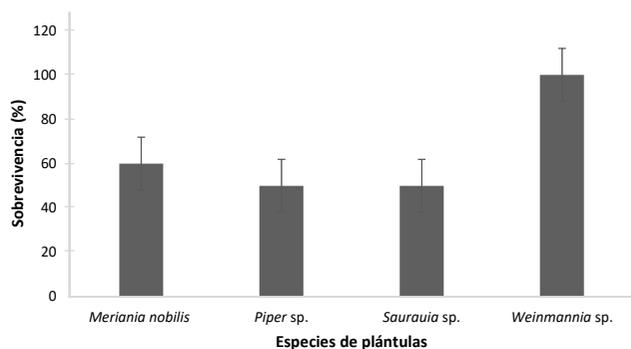
## Resultados

### Núcleos sin pre-tratamiento con *A. vera* en estacas

Después de 20 días de establecidos los núcleos, la mortalidad de las estacas de *Hedyosmum* sp., *Piper* sp. y *Tournefortia* sp. fue total. *Clusia multiflora* tuvo una sobrevivencia del 50 %. Luego de 13 semanas de establecidos los núcleos presentaron en plántulas la menor sobrevivencia en *Piper* sp. (40 %), con 50 % para *Saurauia* sp. y *M. nobilis*; mientras fue completa para estacas de *C. multiflora* (Figura 2).

### Vivero

Luego de 60 días en el vivero, la sobrevivencia de las estacas de *B. arborea* fue completa, y cuya cantidad de rebrotes fue la mayor (i.e. rebrote de hojas -en promedio de tres por estaca-). Para *T. lepidota*,



**Figura 2.** Supervivencia promedio de plántulas de *M. nobilis*, *Piper* sp., *Saurauia* sp. y *Weinmannia* sp. sin aclimatación (%) después de 13 semanas en núcleos de vegetación en el corregimiento de San Félix (Bello, Antioquia) en 2015-2016.  $\sigma = 21$ ,  $\bar{x} = 65$ .

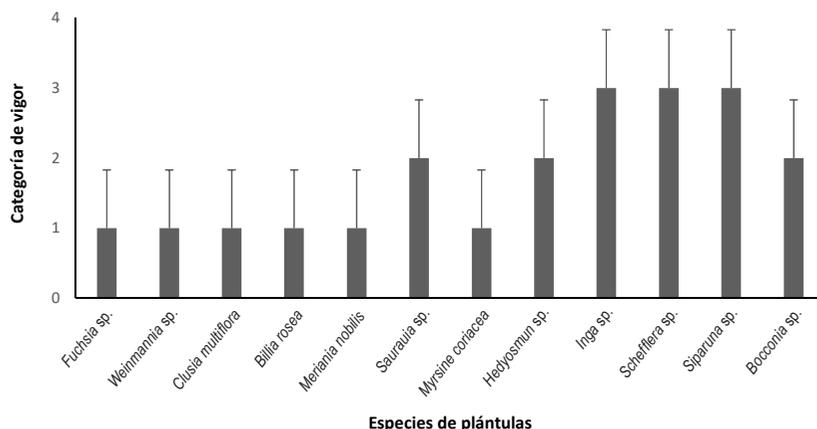
*Saurauia* sp. y *C. multiflora* la supervivencia fue del 33%. Para *Brunellia* sp., *M. nobilis* y *Weinmannia* sp. la mortalidad fue total. Las plántulas de *B. frutescens* presentaron mortalidad de 30 %.

**Núcleos replantados**

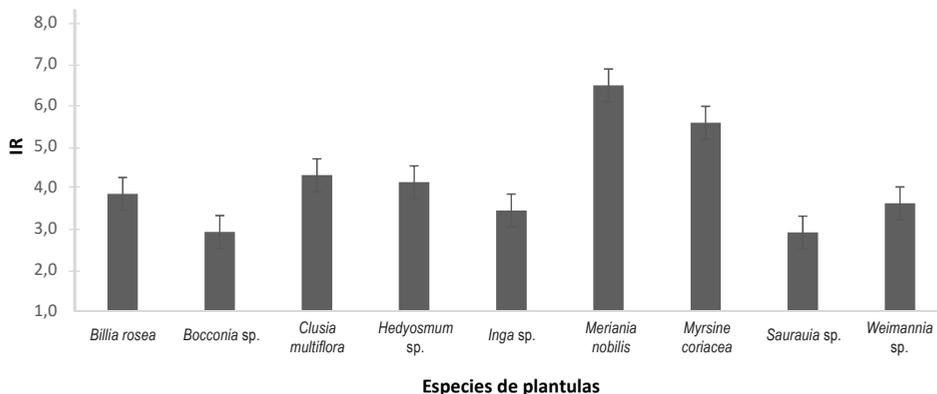
Luego de 20 días de repoblación de núcleos la sobrevivencia fue del 95 % para plántulas de *B. frutescens*, *C. multiflora*, *Fuchsia* sp., *Hedyosmum* sp., *Inga* sp., *M. nobilis*, *M. coriacea*, *Saurauia* sp., *Schefflera* sp., *Siparuna* sp. y *Weinmannia* sp. El 67 % de estacas de *B. arborea* sobrevivió, así como un individuo de *T. lepidota*; 54 % de estacas de *B. arborea* presentó en promedio cinco rebrotes, con 10-20 cm de longitud.

Para 53 % de plántulas la categoría de vigor fue 1, con abundante follaje, color verde intenso y aspecto saludable. La categoría 2 correspondió a 30 % de individuos. Se conservaron vigorosas después de establecer los núcleos *Saurauia* sp. y *Hedyosmum* sp. (Figura 3).

El Índice de Esbeltez relaciona la resistencia de la planta con su capacidad fotosintética (Toral 1997) y valores bajos corresponden a aquellas más robustas y con menos probabilidad de daño físico por la acción del viento, sequía o heladas (Gil y Pardos 1997). En este estudio *M. nobilis* y *Schefflera* sp. presentaron los valores más altos (6,5 y 6,2 respectivamente) con 4,3 de promedio para el resto de especies (Figura 4).



**Figura 3.** Valor promedio categorías de vigor (Quevedo 1993) de plántulas dispuestas en núcleos de vegetación después de 20 semanas de establecidas en el corregimiento de San Félix (Bello, Antioquia) en 2015-2016.  $\sigma = 0,8$ ;  $\bar{x} = 1,8$ .



**Figura 4.** Índice de Esbeltez promedio (IR) para plántulas después de 20 semanas de establecidas en núcleos en el corregimiento San Félix (Bello, Antioquia) en 2015-2016.

## Discusión

La sobrevivencia en ensayos de propagación con estacas sin pre-tratamiento fue nula luego de 20 semanas, probablemente porque las especies carecen de rasgos regenerativos, capacidad de reproducción vegetativa o características registradas en la literatura, como bajos contenidos de carbohidratos, que pueden limitar la formación de raíces. Altos niveles de inhibidores endógenos del enraizamiento y anillos de esclerenquima -asociados con la edad o la actividad fisiológica y condiciones del medio-, pueden constituir barreras físicas para el enraizamiento, afectar la nutrición y la actividad fisiológica, así como evitar el enraizamiento en las estacas (Rojas *et al.* 2004).

Las estacas tratadas con *A. vera* de *B. arborea* (con mayor número y longitud de rebrotes) presentaron menor mortalidad; lo que señala su potencial para procesos de restauración. Salamanca (2000) señala su capacidad de infiltración, que mejora la estructura del suelo a través del aporte de hojarasca. Sus altas tasas de recambio corresponden a especies con hojas membranosas (Salamanca 2000). Según Rodríguez (2007) esta especie compite por luz, espacio y nutrientes, además posee una buena capacidad de adaptación. Otras especies, como *B. sanguinea*, son importantes en áreas sometidas a pastoreo, ya que pueden suprimir hierbas y poáceas que, a su vez, impiden el establecimiento de las arbóreas y arbustivas (Rodríguez 2007).

En los núcleos se establecieron plántulas de *Weinmannia* sp., que favorece la llegada y establecimiento de otras especies umbrófilas y semiumbrofitas del bosque andino, como *Drimys granadensis* y *C. multiflora* (Montes-Pulido 2011). Así mismo *W. pubescens* posee rasgos funcionales (como altura, área específica foliar, tipo de dispersión y estrategia de regeneración) que, según Vargas y Gómez (2011), resaltan su potencial para recuperar zonas degradadas o alteradas y son claves en procesos de restauración.

Por otro lado Slocum *et al.* (2004) registra que *M. coriacea* es valiosa para la restauración natural de

bosques montanos porque se asocia con aves. Sirve como fuente de alimento y hábitat para 31 especies (*Elaenia flavogaster*, *Tangara preciosa*, entre otras), que consumen sus frutos, la usan como percha o para forrajear. Solange *et al.* (2009) la ha considerado de gran importancia en proyectos de restauración para recuperar especies vegetales y fauna asociada a procesos de dispersión de semillas. En este estudio *M. coriacea* presentó altos porcentajes de vigor, lo que indica éxito en los núcleos, que luego pueden verse reflejados en visitas de aves desde fragmentos de bosques cercanos.

Por su parte, *Inga* spp. produce mucho néctar (Neto 2008), lo que la hace atractiva para los polinizadores. Lengkeek *et al.* (2006) afirma que, aunque la diversidad genética es menor en zonas restauradas con relación a las naturales, individuos plantados de *Inga* spp. pueden representar ventaja para los polinizadores, y Navascués y Emerson (2007), por lo tanto, considera que pueden mejorar la conectividad en paisajes fragmentados.

Los núcleos facilitarán la llegada de organismos y en particular, la arquitectura de *C. multiflora* influye en la colonización y establecimiento de arañas, brinda hábitat y refugio para comunidades (Vanegas *et al.* 2012).

El rescate de plántulas fue componente eficaz en la estrategia de nucleación, ya que las especies con mayor supervivencia e Índice de Esbeltez mostraron buena capacidad de establecimiento, habilidad para competir por espacio, luz y nutrientes, así como para atraer agentes dispersores. Los resultados de este trabajo coinciden con los de Acero-Nitola y Cortés-Pérez (2014) y Vargas y Lozano (2008), quienes aplicaron la técnica de rescate de plántulas y encontraron 92-93 % de sobrevivencia, respectivamente.

Estudios sobre nucleación en paisajes agrícolas han demostrado que mejora la vida silvestre y algunos servicios, como el suministro de hábitat y la dispersión de semillas (Rey-Benayas y Bullock 2015), que

posibilitan la implementación de núcleos a una escala espacial mayor cuando la reforestación de tierras circundantes es abandonada. Pueden mantener así diversos usos de la tierra, lo cual es crítico en paisajes agrícolas, donde dependen de aspectos sociales, ambientales, económicos y políticos (Romero- Calcerrada y Perry 2004). Igualmente, la restauración con nucleación puede ser una herramienta para reconciliar la competencia por el uso de la tierra entre la agricultura, la conservación y la restauración de bosques a escala de paisaje, pues requiere menor área de plantación de especies nativas (Rey-Benayas y Bullock 2015), y aumenta la viabilidad económica de los proyectos de restauración a gran escala (Rey-Benayas *et al.* 2008).

Las estacas de *B. arborea* -hasta la fecha poco estudiada en restauración- a las cuales se aplicó *A. vera* mostraron mayores porcentajes de rebrotes y ninguna mortalidad.

## Conclusiones

Las plántulas rescatadas presentaron alto potencial de establecimiento y asociación con otros organismos, lo que puede promover procesos de restauración. Sin embargo, es necesario investigar cada especie para diseñar estrategias exitosas de propagación por estacas de especies nativas de los Andes colombianos. El monitoreo de los núcleos y el inventario de nuevas especies visitantes permitirán comprobar la eficacia de núcleos de especies nativas.

## Agradecimientos

Los autores desean agradecer a la Universidad Nacional de Colombia por la financiación parcial, a los miembros del Semillero en Conservación y Restauración de Ecosistemas de la Sede Medellín por sus múltiples contribuciones, al MSc Juan Camilo Jaramillo por facilitar su terreno para desarrollar estos experimentos y a los evaluadores anónimos, cuyos comentarios permitieron dar claridad al texto.

## Bibliografía

- Acero-Nitola, A. M. y F. Cortés-Pérez. 2014. Propagación de especies nativas de la microcuenca del río La Vega, Tunja, Boyacá, con potencial para la restauración ecológica. *Revista Académica Colombiana de Ciencias* 38 (147): 195-205.
- Alcaldía de Medellín. 2012. Flora de los bosques montanos de Medellín. Universidad de Antioquia - Alcaldía de Medellín. Medellín, 552 pp.
- Alvear, M., J. Betancur y P. Franco-Rosselli. 2010. Diversidad florística y estructura de remanentes de bosque andino en la zona de amortiguación del Parque Nacional Natural los Nevados, Cordillera Central Colombiana. *Caldasia* 32 (1): 40-41.
- Anderson, M. L. 1953. Plantación en grupos espaciados. *Unasyhva* 7 (2): 61-70.
- Backes, P. y B. Irgang. 2002. Árvores do Sul: Guia de identificação & interesse ecológico. Clube da Árvore. Porto Alegre, 326 pp.
- Benavides, A. M. y A. L. Hernández. 2015. Disponibilidad de raíces adventicias de tres especies silvestres cosechadas para la elaboración de artesanías en Santa Elena, Antioquia (Colombia). *Caldasia* 37 (2): 345-358.
- Calderón-Sáenz, E. y H. Mendoza-Cifuentes. 2000. Melastomataceae de los Géneros *Axinaea*, *Blakea*, *Castratella*, *Centronia*, *Killipia*, *Meriania*, *Monochaetum*, *Ossaea* y *Tibouchina* en Colombia. *Biota Colombiana* 1 (3): 336-357.
- Carvalho, P. E. R. 1994. Espécies florestais brasileiras: recomendações silviculturais, potencialidades e uso da madeira. EMBRAPA-SPI. Brasília D.F, 640 pp.
- Ceccon, E. 2013. Restauración en bosques tropicales: fundamentos ecológicos, prácticos y sociales. Ediciones D. D. S. México, 289 pp.
- Corbin, J. D. y K. D. Holl. 2012. Applied nucleation as a forest restoration strategy. *Forest Ecology & Management* 265: 37-46.
- Correa-A., M. D., C. Galdames y M. Stapt. 2004. Catálogo de las Plantas Vasculares de Panamá. Smithsonian Tropical Research Institute. Panamá, 599 pp.
- Departamento Técnico Administrativo del Medio Ambiente - Dama. 2000. Protocolo distrital de restauración ecológica. Guía para la restauración de ecosistemas nativos en las áreas rurales de Santa Fe de Bogotá. Dama. Santa Fe de Bogotá D.C., 288 pp.
- De Morais, S. M., V. A. Facundo, L. M. Bertini, E. S. B. Cavalcanti, J. F. Anjos, S. A. Ferreira, E. S. De Brito y M. A. De Souza-Neto. 2007. Chemical composition and

- larvicidal activity of essential oils from Piper species. *Biochemical Systematics and Ecology* 35: 670-675.
- Espinal, L. S. 2012. Geografía ecológica del departamento de Antioquia (Zonas de vida (formaciones vegetales) del departamento de Antioquia). *Revista Facultad Nacional de Agronomía Medellín* 38 (1): 5-106.
- Geilfus, F. 1994. El árbol al servicio del agricultor: Manual de agroforestería para el desarrollo rural. Volumen 2: Guía de especies. Enda - Caribe/ Catie. Turrialba, 778 pp.
- Gil, L. y J. A. Pardos. 1997. Aspectos funcionales del arraigo. La calidad fisiológica de la planta forestal. Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales (4). 33 pp.
- Giraldo, L. A., H. F. Ríos y M. F. Polanco. 2009. Efecto de dos enraizadores en tres especies forestales promisorias para la recuperación de suelos. *RIAA* 0 (1): 41-47.
- Hay, A. 2014. *Brugmansia arborea*. La Lista Roja de la UICN de Especies Amenazadas 2014: e.T51247708A58386508. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2014-1.RLTS.T51247708A58386508.en>. Consultado el 04 de febrero de 2017.
- Lengkeek, A. G., A. M. Mwangi, C. A. Agufa, J. O. Ahenda y I. K. Dawson. 2006. Comparing genetic diversity in agroforestry systems with natural forest: a case study of the important timber tree *Vitex fischeri* in central Kenya. *Agroforestry Systems* 67 (3): 293-300.
- Linkimer, M., R. Muschler, T. Benjamin y C. Harvey. 2002. Árboles nativos para diversificar cafetales en la zona Atlántica de Costa Rica. *Agroforestería en las Américas* 9 (35-36).
- Ma, M., T. Haapanen, R. B. Singh y R. Hietala. 2014. Integrating ecological restoration into CDM forestry projects. *Environmental Science & Policy* 38: 143-153.
- Montes-Pulido, C. R. 2011. Estado del conocimiento en *Weinmannia tomentosa* Lf (encenillo) y algunas propuestas de estudio sobre su regeneración. *RIAA* 2 (1): 45-53.
- Navascués, M. y B. C. Emerson. 2007. Natural recovery of genetic diversity by gene flow in reforested areas of the endemic Canary Island pine, *Pinus canariensis*. *Forest Ecology & Management* 244 (1): 122-128.
- Neto, O. C. 2008. Ecología da Polinização de *Inga striata* (Benth.) (Leguminosae-Mimosoideae) em um remanescente de Mata Atlântica em Alagoas-AL. *Revista Brasileira de Biociências* 5 (1): 570-572.
- Niembro, A., 1986. Árboles y arbustos útiles de México: naturales e introducidos. Editorial Limusa. México, 206 pp.
- Orrego S. A. 2009. Economic modeling of tropical deforestation in Antioquia (Colombia), 1980-2000: An analysis at a semi-fine scale with spatially explicit data. Tesis de doctorado. Oregon State University, Department of Forest Engineering, Resources and Management. Oregon State, 120 pp.
- Quevedo, A. 1993. Efecto de humus de lombricultura en plantaciones de *Cedrela odorata*, atacadas por *Hypsiphylia* sp. en plantación a campo abierto. Trabajo de grado. Universidad Nacional de la Amazonía Peruana. Iquitos, 45 pp.
- Quijano-Abril, M. A., R. Callejas-Posada, D. R. Miranda-Esquivel. 2006. Areas of endemism and distribution patterns for Neotropical Piper species (Piperaceae). *Journal of Biogeography* 33: 1266-1278.
- Rey-Benayas, J. M. R. y J. M. Bullock. 2015. Vegetation restoration and other actions to enhance wildlife in European agricultural landscapes. Pp: 127-142. *En: Pereira, H. M. y L. M. Navarro (Eds.). Rewilding European Landscapes*. Springer International Publishing.
- Rey-Benayas, J. M., J. Bullock y A. C. Newton. 2008. Creating woodland islets to reconcile ecological restoration, conservation, and agricultural land use. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6: 329-336.
- Rodríguez, N. y O. Vargas. 2007. Especies leñosas nativas claves para la restauración ecológica del embalse de Chisacá, basados en rasgos importantes de su historia de vida. Pp: 181-198. *En: Vargas., J. O., A. M. Díaz, O. A. León, L. N. Trujillo, Z. P. Velasco, R. M. Díaz (Eds.). Restauración ecológica del bosque altoandino. Estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores del embalse de Chisacá*. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá D.C.
- Rojas, S., J. García y M. Alarcón. 2004. Propagación asexual de plantas. Conceptos básicos y experiencias con especies Amazónicas. Corporación Colombiana de Investigación Agropecuaria - Corpoica, Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural y Pronatta. Bogotá D.C., 57 pp.
- Romero-Calcerrada, R. y G. L. Perry. 2004. The role of land abandonment in landscape dynamics in the SPA Encinares del rio Alberche y Cofio, Central Spain, 1984-1999. *Landscape and Urban Planning* 66 (4): 217-232.
- Ruiz-Jaén, M. C. y T. M. Aide. 2005. Vegetation structure, species diversity, and ecosystem processes as measures of restoration success. *Forest Ecology and Management* 218 (1): 159-173.
- Sánchez-Clavijo, L. M. 2008. Estudio de la biodiversidad en los paisajes cafeteros de el Cairo, Valle del Cauca. Boletín técnico número 34. Federación Nacional de Cafeteros de Colombia, Centro Nacional de Investigaciones de Café. 64 pp.

- Santos, W. S., T. Tschardt y M. Almeida-Neto. 2015. Global effects of land use intensity on the impoverishment of insect herbivore assemblages. *Biodiversity and Conservation* 24 (2): 271-285.
- Sen, D. N. y P. Rajput. 2001. Ecophysiological aspects of the vegetative propagation of saltbush (*Atriplex* spp.) and mulberry (*Morus* spp.). Pp: 127-142. *En*: Pessarakli, M. (Ed.). 2001. Handbook of Plant and Crop Physiology. Second edition. Revised and expanded. Marcel Dekker, Inc. New York.
- Slocum, M. G., T. M. Aide, J. K. Zimmerman y L. Navarro. 2004. Natural regeneration of subtropical montane forest after clearing fern thickets in the Dominican Republic. *Journal of Tropical Ecology* 20 (4): 483-486.
- Solange, E. y V. Solange. 2009. Frugivory by birds in *Myrsine coriacea* (Myrsinaceae) inhabiting fragments of mixed Araucaria Forest in the Aparados da Serra Natural Park, RS, Brazil. *Revista Brasileira de Ornitologia* 17 (2): 113-120.
- Stevens, W. D., C. Ulloa, A. Pool y O. M. Montiel. (Eds.). 2001. Flora de Nicaragua. Volumen 85. Tomos I, II y III. Missouri Botanical Garden Press. St. Louis, Missouri.
- Todzia, C. A. 1988. Chloranthaceae: Hedyosmum. *Flora Neotrópica* 48: 1-139.
- Toral, M. 1997. Concepto de calidad de plantas en viveros forestales. Documento Técnico 1. Programa de Desarrollo Forestal Integral de Jalisco. SEDER, Fundación Chile, Consejo Agropecuario de Jalisco. México, 28 pp.
- Toro, J. L. y G. L. Vanegas. 2002. Flora de los páramos y bosques altoandinos del noroccidente medio de Antioquia. Corantioquia. Medellín, 180 pp.
- Vanegas, S., G. Fagua y E. Florez. 2012. Distribución vertical de arañas asociadas a *Quercus humboldtii* y *Clusia* spp. en el Santuario de Fauna y Flora Iguaque, Colombia. *Acta Biológica Colombiana* 17 (3): 635-656.
- Vargas, J. y P. Gómez. 2011. Grupos funcionales de especies promisorias para la restauración ecológica con base en sus rasgos de historia de vida en la Reserva Natural Ibanasca (Ibagué, Tolima, Colombia). Pp: 239. *En*: La restauración ecológica en la práctica: Memorias del I Congreso Colombiano de Restauración Ecológica. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá D.C.
- Vargas, W. y F. Lozano. 2008. El papel de un vivero en un proyecto de restauración en paisajes rurales andinos: Establecimiento del corredor Barbas – Bremen. Pp: 67-82. *En*: Barrera, J. I., M. Aguilar y D. Rondón. (Eds.). Experiencias de restauración ecológica en Colombia: entre la sucesión y los disturbios. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá D.C.
- Zahawi, R. A. y K. D. Holl. 2009. Comparing the performance of tree stakes and seedlings to restore abandoned tropical pastures. *Restoration Ecology* 17 (6): 854-864.
- Zahawi, R. A., K. D. Holl, R. J. Cole y J. L. Reid. 2013. Testing applied nucleation as a strategy to facilitate tropical forest recovery. *Journal of Applied Ecology* 50 (1): 88-96.

**Anexo 1.** Distribución y uso de especies de plántulas y estacas en núcleos de restauración en San Félix (Bello, Antioquia) en 2015-2016.

Grupo ecológico	Especie	Distribución	Uso
Intermedia	<i>Hedyosmum</i> sp.	El centro de diversidad del género es el norte de los Andes, donde se encuentra más del 50 % de las especies (Todzia 1988).	Cultivadas para aumentar cobertura por su crecimiento rápido (Sánchez-Clavijo 2008).
Secundaria	<i>Clusia multiflora</i>	En Colombia está presente desde 1000 y 3300 m s.n.m. Requiere sombra moderada, aunque soporta el pleno sol si tiene humedad atmosférica (Correa <i>et al.</i> 2004).	Elaboración de artesanías a partir de raíces adventicias (Benavides y Hernández 2015). Produce sombra con su dosel, es importante en la dinámica de los rastrojos bajos y altos. Ejerce atracción sobre aves e insectos por sus llamativas flores.
	<i>Inga</i> sp.	Originaria de los trópicos de América, desde México y las islas del Caribe hasta Perú, Venezuela y Brasil (Geilfus 1994).	Diversificación de cultivos de café y cacao (Linkimer <i>et al.</i> 2002).

Cont. **Anexo 1.** Distribución y uso de especies de plántulas y estacas en núcleos de restauración en San Félix (Bello, Antioquia) en 2015-2016.

Grupo ecológico	Especie	Distribución	Uso
Pionera	<i>Bocconia frutescens</i>	Se distribuye desde México hasta Sudamérica (Stevens <i>et al.</i> 2001), a lo largo de las cadenas montañosas, bosques nublados y enanos; frecuente en sitios perturbados (Stevens <i>et al.</i> 2001).	Uso agroforestal como cortinas rompevientos, forraje, huertos familiares y setos; como dieta de poblaciones de avifauna silvestre. Su látex y corteza se emplean en tintorería artesanal. Se usa como leña. De la planta se extraen compuestos insecticidas. Apta para proyectos de arboricultura (Especies restauración-UICN.org 2017).
	<i>Brugmansia arborea</i>	Es de las especies más comunes en Colombia, con registros en Venezuela, Ecuador, Perú y Bolivia. Extinta en estado natural (Hay 2014).	Planta ornamental usada en parques y jardines por la belleza de sus flores blancas (Niembro 1986).
	<i>Meriania nobilis</i>	Endémica de Colombia, nativa de las cordilleras Central y Occidental, donde crece entre 1900 y 2900 m. Introducida en la cordillera Oriental.	Cultivadas como árboles ornamentales en parques o avenidas de ciudades andinas de Colombia (Calderón-Sáenz y Mendoza-Cifuentes 2000).
	<i>Myrsine coriacea</i>	Es uno de los árboles fructíferos nativos más importantes del sur de Brasil, tanto por su relación con la fauna como su importancia para la regeneración forestal.	La fruta del género <i>Myrsine</i> es consumida por las aves de varios los tamaños (Carvalho 1994, Backes e Irgang 2002). Las semillas exhiben latencia causada por el endocarpo, pero puede germinar fácilmente con el paso de tracto digestivo de un animal (Basler <i>et al.</i> 2013).
	<i>Piper</i> sp.	El género se distribuye por todo el mundo, gran parte del territorio colombiano, en la región andina, principalmente en bosques húmedos y tropicales (Quijano-Abril <i>et al.</i> 2006).	El género es de importancia económica debido a sus aplicaciones en niveles alimenticio, industrial y medicinal (De Moraes <i>et al.</i> 2007). Las especies <i>Piper</i> son componentes estructurales del sotobosque y también sirven de alimentos a animales.
	<i>Saurauia</i> sp.	En el noroccidente medio de Antioquia se encuentra en áreas abiertas, rastrojos, bordes de quebradas y en el sotobosque de los robledales (Toro y Vanegas 2002).	Su madera es utilizada para cercos y postes; es alimento para fauna, su fruto es comestible, Se usa en restauración ecológica (SAO 2009, Alcaldía de Medellín 2012).

Mónica Díaz-Páez  
Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín,  
Ingeniera Forestal  
Maestría en Bosques y Conservación Ambiental,  
Medellín, Antioquia  
mmdiazp@unal.edu.co

Jaime Polanía  
Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín,  
Medellín, Antioquia  
jhpolanaiav@unal.edu.co

Experiencia piloto de nucleación con especies nativas para restaurar una zona degradada por ganadería en el norte de Antioquia, Colombia

**Citación del artículo:** Díaz-Páez, M. y J. Polanía. 2017. Experiencia piloto de nucleación con especies nativas para restaurar una zona degradada por ganadería en el norte de Antioquia, Colombia. *Biota Colombiana* 18 (Suplemento 1): 60–69. DOI: 10.21068/c2017.v18s01a03

Recibido: 25 de noviembre de 2015

Aprobado: 28 de febrero de 2017

---

# Zonificación de alternativas de conectividad ecológica, restauración y conservación en las microcuencas Curubital, Mugroso, Chisacá y Regadera, cuenca del río Tunjuelo (Distrito Capital de Bogotá), Colombia

Zonification of alternatives for ecological connectivity, restoration and conservation of the Curubital, Mugroso, Chisacá and Regadera microdrainages of the Tunjuelo River (Capital District of Bogotá), Colombia

Paola Isaacs-Cubides, Ledy Trujillo y Vilma Jaimes

---

## Resumen

El Distrito Capital presenta una gran diversidad de coberturas naturales e intervenidas, que requieren acciones de conservación y restauración para la preservación de los bienes y servicios que presta y su biodiversidad. Sin embargo, es necesario contar con insumos espaciales que permitan ubicar las zonas que requieren de estas acciones y que a su vez sean fuente para la toma de decisiones en especial en términos de conservación y conectividad entre coberturas. Se desarrollaron tres modelos de resistencia o conductancia con base en la cuantificación de criterios físicos, bióticos y socioeconómicos, definidos mediante reunión con expertos e insumos cartográficos disponibles, que incluyeron además un análisis funcional relacionado con aspectos ecológicos de la vegetación y un grupo de mamíferos. Los modelos obtenidos muestran las zonas de mayor estado de conservación o menor resistencia para las especies y adicionalmente indica las zonas con mayor intervención y mayor resistencia, estas con el fin de realizar una zonificación de las actividades de restauración en especial en zonas de páramos y bosques transicionales altoandinos. Los modelos también complementan lo propuesto en la Estructura Ecológica Distrital correspondiente a la conectividad, representatividad y cantidad de áreas protegidas, ya que desde una mirada funcional y el análisis de la composición y configuración del paisaje, aporta otros insumos que complementan las estrategias planteadas.

**Palabras clave.** Conexión. Estructura ecológica distrital. Fragmentación. Modelos de resistencia. Zonificación.

## Abstract

Bogotá has a wide variety of natural and impacted vegetation covers, which require conservation and restoration actions to preserve the goods and services they provide as well as their biodiversity. However, a spatial analysis is necessary to locate which areas require these actions that will also become a source of information for decision making, especially in terms of conservation and connectivity between vegetation covers. We develop three models of resistance or conductance based on the quantification of physical, biotic and socio-economic criteria, defined by meetings with experts, and available cartographic resources that includes a functional analysis based on the ecological aspects of the vegetation cover and a group of mammals. The models obtained show the best

conserved areas or least resistance for species and also indicate those areas with greater degradation and higher resistance. This information facilitates the zonification of restoration activities, particularly in mountain moors and transitional Andean forests. The models also complement the proposals made in the Ecological Structure of the District report with respect to connectivity, representativeness and number of protected areas, because from the functional view and the analysis of the composition and configuration of the landscape, it provides other inputs to complement the proposed strategies.

**Key words.** Connection. Ecological Structure of the district. Fragmentation. Resistance models. Zonation.

## Introducción

En la actualidad las coberturas naturales se han visto eliminadas por diferentes actividades humanas como la urbanización, deforestación, minería, establecimiento de cultivos y ganadería, entre otras, las cuales causan efectos adversos para las coberturas remanentes y representan un gran riesgo para la sobrevivencia y mantenimiento de la biodiversidad. Esta pérdida ocasiona lo que se conoce como fragmentación del paisaje, lo cual representa una pérdida en las conexiones naturales que hay entre los ecosistemas, separando y afectando el hábitat de las especies y sus poblaciones y exponiéndolas a mayor riesgo de extinción (Forman 1995, Murcia 1995).

Una de las estrategias propuestas para contrarrestar la fragmentación, es la conectividad, definida como el grado en el cual el paisaje facilita o impide movimientos entre parches de hábitat (Taylor *et al.* 1993, 2006) y el cual determina que tan conectado es un paisaje (Urban y Keitt 2001), pretende preservar las conexiones existentes y restaurar las que han sido eliminadas para favorecer la sobrevivencia a largo plazo de las especies (Noss y Cooperrider 1994, Bennett 2006). Las ventajas de trabajar y abordar la conectividad son varias ya que al momento de incrementar la cobertura o mantenerla, se reducen los niveles de contaminación sobre las cuencas, disminuye las consecuencias de la presencia de efecto de borde; adicionalmente mejora la prestación de bienes y servicios ambientales y contribuye a mitigar eventos estocásticos como inundaciones o incendios (Meffe y Carroll 1997, Primack 2001, Beier *et al.* 2008). Adicionalmente, al garantizar la conectividad se brinda mayor oportunidad para conservar procesos

biológicos naturales y facilita a las especies usar otros rangos geográficos en busca de un nicho climático más adecuado (Hargrove *et al.* 2004, Beier *et al.* 2008).

La conectividad del paisaje se puede evaluar espacialmente en términos de composición y configuración del paisaje, determinada por los elementos presentes en el paisaje y como están distribuidos en el espacio respectivamente (Bennett 2006). Igualmente, la conectividad se aborda en términos funcionales, de acuerdo a las necesidades de las especies como tal que van a usar la estructura física del paisaje; este componente es más complejo de abordar ya que está pensado en un organismo en particular y varía según las condiciones locales en cada región donde se vaya a trabajar (Bennett 2006, Taylor *et al.* 2006). La conectividad en el paisaje puede ser implementada por medio de diferentes elementos del paisaje dependiendo del objetivo de conservación, buscando que un organismo pueda dispersarse, colonizar o migrar (Noss y Cooperrider 1994, Sieving *et al.* 2000, Bennett 2006).

La conectividad puede ser abordada de diferentes formas, en muchos casos pensando en acciones de restauración – rehabilitación – recuperación (Isaacs y Ariza 2015) que mejoren las condiciones del paisaje, lo que puede incluir la reconversión de sistemas productivos o la disminución de las presiones que presentes el paisaje (Sguerra *et al.* 2011, Vargas y Ramírez 2014). Es importante considerar que la conectividad, puede actuar como filtro hacia un hábitat hostil (Doak 1995), puede facilitar la presencia

de depredadores y especies exóticas, así como el intercambio de enfermedades (Medici *et al.* 2007) o con individuos de otras poblaciones por efecto de borde (Noss 1991, Murcia 1995, Theobald 2006).

Los modelos de conectividad más empleados desde el ámbito espacial se basan en una grilla de resistencia, donde expresan la dificultad, el costo energético o el riesgo de mortalidad asociado al movimiento de los organismos entre parches de hábitat que conforman un paisaje a través de esa grilla (Urban y Keitt 2001, Adriaensen *et al.* 2003, Hargrove *et al.* 2004, McRae *et al.* 2012). Esta técnica busca espacializar las zonas menos hostiles para el movimiento de las especies, construidas a partir de la unión de diferentes variables espaciales como por ejemplo cobertura, pendiente, altura, presencia de infraestructura humana, distancia a fuentes de agua, entre otros aspectos del hábitat que son importantes para las especies, con valores que se asignan a dichas variables según faciliten o impidan la dispersión de los individuos (Bennett 2006, Theobald 2006). Una vez se cuenta con esa grilla, es posible modelar diferentes formas de conectividad, ya sea para garantizar la conservación, promover la restauración, proponer mejores estrategias de uso, entre otras (Beier *et al.* 2011, McRae *et al.* 2012).

La conectividad y preservación de las áreas protegidas en Bogotá, se ha abordado por medio del diseño de la Estructura Ecológica Distrital (EED), definida como un modelo del encadenamiento espacial de los ecosistemas naturales de una región formando un continuo que abarca por completo el área del Distrito (Remolina 2011). Esta red de espacios produce bienes y servicios ambientales para la ciudad, siendo un proyecto prioritario para la Gestión Ambiental de Bogotá (Remolina 2007). Sin embargo, actualmente la EED presenta varias de sus áreas con un alto grado de intervención, lo que afecta su conectividad y genera una modificación en la estructura y composición del paisaje especialmente hacia las zonas rurales de Usme (Isaacs y Jaimes 2015).

A pesar de ello, el paisaje ha mantenido algunos remanentes de vegetación natural hacia las zonas de Cerros Orientales, Usme y Sumapaz, que debido

a sus atributos de tamaño y forma, mantienen los flujos ecológicos y sus servicios ecosistémicos, ejerciendo una importante función conectora entre fragmentos (Remolina 2007, Correa 2008, Phillips y Navarrete 2009, Sguerra *et al.* 2011, Isaacs y Jaimes 2015). Este es el caso de las microcuencas Curubital, Mugroso, Chisacá y Regadera del Distrito Capital de Bogotá, las cuales presentan varios elementos de la EED, pero la conectividad no es continua con relación a las demás áreas protegidas como los bosques de los Cerros Orientales y a áreas de importancia nacional como el Parque Nacional Natural Sumapaz. Asimismo, es lugar de nacimiento de varios acueductos y ríos importantes, presenta invasión por retamo espinoso, plantaciones de pino y eucalipto y corresponde a una transición entre los bosques y el páramo, perteneciendo al complejo de páramos Cruz Verde - Sumapaz (Morales *et al.* 2007) y del corredor de conservación Sumapaz - Chingaza - Guerrero. Estos atributos hacen la zona interesante para iniciar actividades de restauración, rehabilitación, recuperación y preservación, tema sobre el cual existen pocos trabajos desarrollados desde el análisis espacial para el Distrito y que son necesarios para definir las acciones específicas a tomar.

En el presente trabajo se buscó realizar una zonificación de áreas para la conectividad ecológica desde un análisis físico, biótico y social en las microcuencas nombradas, como insumo para definir áreas de restauración y preservación y que complementen las estrategias de conservación planteadas para esta zona.

## Material y métodos

### Área de estudio

La zona de estudio se encuentra ubicada en las microcuencas Curubital, Mugroso, Chisacá y Regadera, en la localidad de Usme, aunque toma algunas partes de la localidad de Sumapaz y Ciudad Bolívar al sur del Distrito Capital de Bogotá, Colombia (Figura 1). Las cuatro microcuencas se ubican sobre la cordillera Oriental y hacen parte de la gran cuenca del río Tunjuelo cubriendo un área de 11160 ha a una

altura entre los 3.000 y 3.900 m s.n.m. (Isaacs 2011). De acuerdo al mapa de coberturas (Isaacs y Jaimes 2015), la zona está dominada por páramos y mosaicos de pastos y cultivos, en donde la frontera agrícola poco a poco ingresa a los páramos y solo mantiene algunos corredores riparios de matorrales transicionales, lo que ha venido amenazando la conservación de la zona (Isaacs 2011).

### Metodología

Con base en la cartografía existente, salidas de verificación en campo y diferentes reuniones realizadas con expertos, se definieron tres criterios identificados como importantes en la selección de áreas para la zonificación espacial de la zona. Estos tres criterios se denominaron: 1) biótico, 2) socioeconómico y 3) físico, para construir un modelo de resistencia que sirviera de base para modelar conectividad. En estos términos, se tomó la conectividad como aquellas zonas que facilitan el movimiento de las especies y le dan continuidad al paisaje, con base en una grilla de resistencia y que conectan dos parches de hábitat los cuales se definieron con base en dos áreas protegidas que presentan la categoría de protección más alta en la EED (Adriaensens *et al.* 2003, Beier *et al.* 2008, McRae *et al.* 2008).

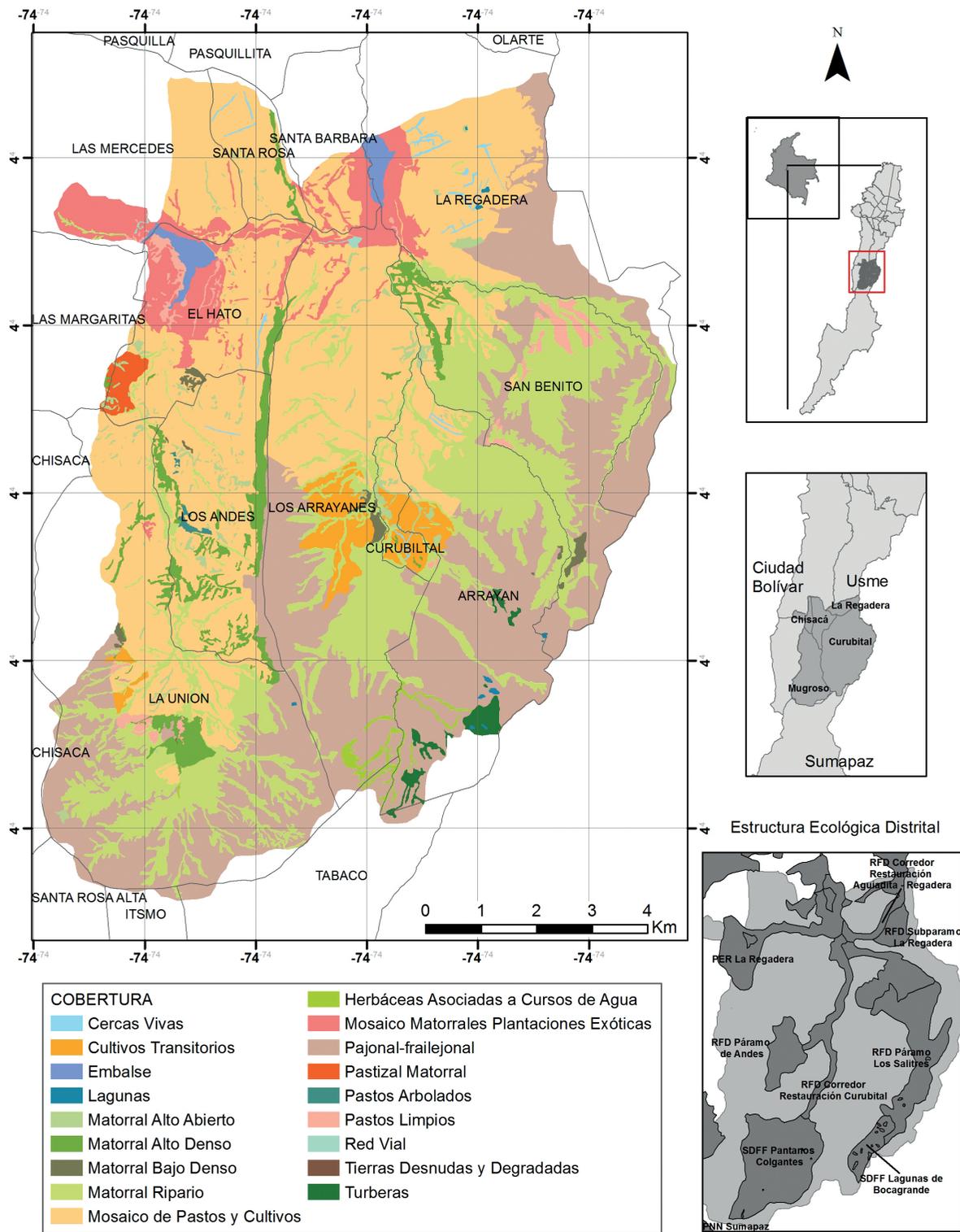
De acuerdo a la cartografía disponible para la zona, cada tipo de mapa fue asignado a uno de los criterios y se le definieron unas variables con base en los atributos que presentaba cada archivo. A cada uno de los atributos se le asignó un valor en su categorización si son más resistentes o no de acuerdo a un organismo en particular. En este caso, esto se hizo con el fin de que el modelo considerara aspectos funcionales para un usuario específico, en el que esos valores se ajustaban a los requerimientos de hábitat y necesidades de conservación del zorro común (*Cerdocyon thous*) que habita en la región y que fue evaluado según información secundaria de los registros de presencia para la zona reportados en bases de datos (ver Isaacs 2011). En este caso se consultó su rango de hogar y requerimientos de hábitat en la base de datos del Instituto de Ciencias de la Universidad Nacional (ICN), en la página de la UICN y en el libro

de Mamíferos del Neotrópico de Emmons (1990). De la página del ICN, se descargaron los archivos de coordenadas para las especies, para conocer qué zonas son las que frecuenta y las que evita la especie.

### Criterio físico

De acuerdo a lo anterior, para el criterio físico (Figura 2), se emplearon las capas de vías, ríos y cobertura. En primer lugar, las vías se encuentran categorizadas en tres niveles de acuerdo al tráfico y amplitud, a cada vía se le calculó un buffer de 100 m de incidencia y se le otorgó un valor, siendo más bajo para las de primer orden que son las más concurridas y por tanto más resistentes y hostiles para las especies. La justificación de los valores asignados se observan en la tabla 1. En segundo lugar, se incluyó la distancia a los ríos, a través de un buffer de 30 m y 100 m de ronda de protección de acuerdo a su magnitud (si son de primer, segundo o tercer orden), según lo propuesto por el decreto Decreto 2811 de 1974. Estos están subdivididos considerando que los ríos de primer orden tienen valores más altos de prioridad de conservación y seguido a estos se incluyeron las quebradas y cuerpos de agua. Por último, para este criterio se incluyó la capa de cobertura de la tierra, usando una clasificación manual de una imagen Ultracam (Igac 2010, escala 1:25.000). Para esta capa se asignaron mayores valores para las coberturas naturales y menor valor para las áreas intervenidas (Tabla 1).

Para el segundo criterio (socioeconómico), se usaron las áreas abastecedoras del recurso hídrico, tipo de uso del suelo potencial, capas de la EED y tamaño de predios. Se incluyeron las áreas abastecedoras de acueductos como zonas de protección del recurso hídrico y abastecimiento para los pobladores, lo cual es una razón de peso para las comunidades locales (Tabla 1). El tipo de uso del suelo es una propuesta que define cual es el uso más apropiado de una zona de acuerdo a sus características de suelo, relieve, vulnerabilidad y amenaza. Según esto, se clasifica en áreas donde el uso puede ser urbano y agrícola (el que mayor resistencia presenta), o el uso no es permitido y el área debe ser conservada (la resistencia es menor).



**Figura 1.** Cobertura de la tierra para las microcuencas Curubital, Mugroso, Chisacá y Regadera del Distrito Capital a escala 1:25.000 y su ubicación relativa. Elaboración propia, fuentes: cartografía SDA (2011), Igac (2014).

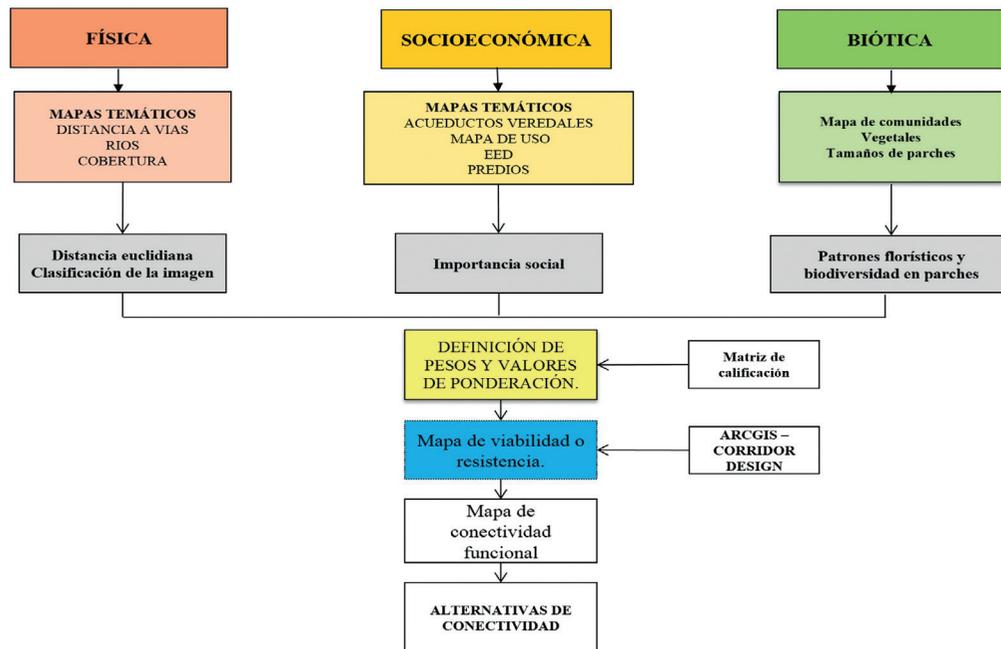


Figura 2. Metodología para el desarrollo de la evaluación y propuesta de conectividad.

### Criterio socioeconómico

En este caso a pesar de tener un uso propuesto, no descarta que se deban realizar acciones de restauración. Para la EED presenta unas categorías de preservación y restauración previamente establecidas, en las que varía el grado de conservación o uso permitido. Especialmente el PNN Sumapáz y las Reservas Forestales Protectoras son las tierras donde hay mayor garantía de conservación a largo plazo debido a su categoría de protección, por eso recibieron los mayores valores. A las que presentan mayor flexibilidad en el uso permitido se les asignó menor valor ya que presentan menor estado de conservación a largo plazo. Finalmente, los tamaños de predio se tomaron para conocer la situación de la tenencia de la tierra en la zona y determinar las viabilidades sociales de la implantación ya sea de actividades de restauración o de conservación (Theobald 2006).

### Criterio biótico

Finalmente, para el tercer criterio biótico, se incluyeron patrones florísticos y de la diversidad de las comunidades vegetales caracterizadas en estas microcuencas, en zonas donde se presenta la menor

intervención posible según lo observado en los mapas de cobertura. Esto se incluyó con el fin de considerar aspectos bióticos para la conectividad adicionales a los reportes del zorro común, con base en esas zonas donde hay mayores condiciones de conservación para las especies y son más viables en términos también de hábitat. Adicionalmente, son zonas que presentan mayor valor por su riqueza, abundancia, diversidad, estructura y amenaza, como zonas de referencia y fuente para acciones de restauración (Trujillo 2012).

De acuerdo a esto, se contó con un total de 41 levantamientos realizados, para 15 comunidades vegetales en coberturas de bosques, bosques riparios, matorrales y páramos distribuidos en la zona de estudio. Con base en los levantamientos, se consideraron dos grandes atributos, uno relacionado con la diversidad que incluyó el índice de diversidad de Shannon, Índice de riqueza de Margalef, Diversidad Beta y Diversidad alfa y otro relacionado con los patrones florísticos que se establece para cada especie dentro de cada comunidad, incluyendo el Índice de Valor de Importancia - IVI, Índice de Predominio Fisionómico - IPF, Estado de amenaza y grado de exclusividad (Tabla 2).

**Tabla 1.** Matriz de pesos construida para los diferentes criterios y variables a considerar para el modelo de conectividad propuesto. Los valores altos corresponden a zonas con menor resistencia y más viables para la conectividad.

<b>Variable de conectividad</b>		
<b>Variable</b>	<b>Valor</b>	<b>Justificación</b>
<b>Criterio físico</b>		
<b>Vías (Catastro distrital 2012)</b>		
Vías primer orden	0	Las vías producen ruido y vibraciones que interfieren con las actividades de los individuos, promueven la erosión, crean barreras, fragmentan el paisaje y favorecen la contaminación del agua (Beier <i>et al.</i> 2008, Majka <i>et al.</i> 2009). Si su magnitud es mayor representa mayor riesgo para las especies.
Vías segundo orden	3	
Vías tercer orden	7	
<b>Distancia a ríos (SDA 2012)</b>		
Ríos principales	20	La distancia a fuentes de agua, es un elemento de importancia para las especies y la prestación de bienes y servicios ambientales (Beier <i>et al.</i> 2008). Es eje primordial dentro de las políticas del Distrito para garantizar el suministro de agua y las zonas riparias se constituyen como los únicos remanentes de vegetación nativa. Los ríos principales presentan mayor prioridad de conservación y por eso presentan mayor valor (Jongman 2004).
Quebradas	10	
Cuerpos de agua	5	
<b>Cobertura de la tierra (JBB 2012)</b>		
Herbáceas asociadas a cuerpos de agua	80	La cobertura de la tierra es una variable de gran importancia dentro de los modelos de hábitat de varias especies, reflejada en el hecho que está relacionada con la alimentación, sitios de refugio e intervención antrópica (Beier <i>et al.</i> 2008, Majka <i>et al.</i> 2009). En este caso, las coberturas de bosques y páramos son de gran importancia para la conservación en el Distrito, ya que proveen gran cantidad de servicios ecosistémicos y para la biodiversidad, especialmente lo que corresponde al recurso hídrico y las poblaciones de flora y fauna nativa que aún se mantienen. Los cultivos si bien eliminan la vegetación original, aún son fuente de refugio y recursos para las especies de fauna y permiten procesos naturales, a diferencia de los pastos para ganadería que con un mal manejo deterioran los procesos y servicios de los ecosistemas (compactación y degradación del suelo, afectación del drenaje, eliminación de la cobertura, entre otras; Jarro 2005). Las plantaciones exóticas mantienen la estructura de los bosques y permiten la presencia de fauna no siendo tan hostiles como aquellas que eliminan la vegetación natural. Bajo este orden de ideas, su cuantificación se asignó de mayor a menor valor para la conservación.
Matorral ripario, alto denso y bajo denso	80	
Pajonal Frailejón y Turberas	80	
Matorral alto abierto	15	
Pastizal matorral	15	
Mosaico plantaciones exóticas, pastos arbolados y cercas vivas	15	
Cultivos transitorios	5	
Cuerpos de agua y lagunas	5	
Mosaico de pastos y cultivos, pastos limpios y tierras desnudas y degradadas	0	

Cont. **Tabla 1.** Matriz de pesos construida para los diferentes criterios y variables a considerar para el modelo de conectividad propuesto. Los valores altos corresponden a zonas con menor resistencia y más viables para la conectividad.

<b>Variable de conectividad</b>		
<b>Variable</b>	<b>Valor</b>	<b>Justificación</b>
<b>Criterio socioeconómico</b>		
		<b>Tamaño de predio (ha.; Catastro 2012)</b>
0-10	10	Se da prioridad a predios grandes con un solo propietario que permitirán actividades y propuestas de manejo de forma más fácil que tratar de concertar con muchos predios pequeños (Theobald 2006); Asimismo, los predios mayores a 1000 ha presentan coberturas naturales de mayor tamaño.
10-100	30	
>100	60	
<b>Tipo uso del suelo (SDA 2012)</b>		
Sistema de Áreas Protegidas, Sustracción de la reserva, zona a alinderar por la CAR.	50	Aquellos suelos de expansión, de alta capacidad y con asentamientos menores tienen potencial de uso, así que no garantizan la conservación y tendrán menor posibilidad de implementación que aquellos de manejo especial, áreas de reserva y zonas a alinderar por la CAR que si tienen intrínseca la conservación sin proyección de usos y que no permiten actividades extractivas.
Manejo especial	25	
Alta fragilidad	15	
Alta capacidad	5	
Asentamientos menores	3	
Suelo urbano y de expansión	2	
<b>Áreas abastecedoras de acueductos</b>		
Áreas abastecedoras de acueductos	50	Preservación del recurso hídrico para los habitantes.
<b>Áreas protegidas – EEP</b>		
Parque Nacional Natural	35	Áreas protegidas bajo un marco legal que garantiza la conservación a largo plazo de las zonas. Su calificación es mayor si la figura de protección es más fuerte.
Reserva Forestal Protectora	20	
Santuario Distrital de Fauna y Flora	15	
Ronda Bogotá, Área forestal distrital, Parque ecológico distrital de humedal y PED de montaña	10	

Cada criterio presentó una categoría de mayor a menor valor, a la cual se le asignó un valor de uno a cinco (Tabla 3). Con ello se construyó una matriz de valores acumulados por comunidad levantada, donde la ubicación de cada comunidad se asoció a un parche dentro del mapa de coberturas. Cabe aclarar que para el valor de los patrones florísticos, se suman los valores presentados por cada una de las especies presentes en cada comunidad.

Asimismo, estas coberturas naturales fueron reclasificadas por tamaños (Tabla 4), con el fin de priorizar aquellas zonas que tienen mayor potencial de conservación por su extensión y aquellas menos viables por su reducido tamaño. Esta variable de tamaño se ha reportado como una de las más importantes dentro de la evaluación de patrones del paisaje, por su relación con la mayor disponibilidad de hábitat para las especies, mayor funciones de la biodiversidad, reducción de endogamia, incidencia de efecto de borde, etc. (Goulart da Silva *et al.* 2015).

### Modelamiento de conectividad

Posteriormente a la definición de los criterios y los valores de las variables de cada uno de los modelos, se obtuvieron los mapas de resistencia para cada

criterio (físico, socioeconómico y biótico), el cual es el insumo para definir zonas de conectividad y áreas para restauración. Este muestra esas zonas en mejor estado de conservación y menor resistencia para las especies, que de acuerdo a los mapas obtenidos, corresponden a los mayores valores. Finalmente, se obtuvo un modelo que reúne la información de los tres criterios, en donde se identifican las áreas más viables que son útiles para plantear estrategias de conectividad y conservación, las más intervenidas y con mayor resistencia en donde se deberían plantear acciones de restauración según las condiciones de cada lugar. Esto se realizó mediante operaciones de algebra booleana de mapas para cada criterio usando ArcGIS 10.3. Por último, este modelo fue usado como insumo para modelar la conectividad mediante el uso del programa *Circuitscape* 4.0 (McRae *et al.* 2008). En este caso, se debe asignar dos zonas núcleo a conectar, las cuales por un lado debe tener mejor estado de conservación, deben ser áreas protegidas declaradas y su categoría de protección no debe ser amenazada a futuro y siendo lo más rigurosa posible. De acuerdo a esto, se tomó como núcleos dos áreas ubicadas en los extremos de las microcuencas como el Corredor de conservación, Aguadita – La Regadera y el Parque Nacional Natural Sumapaz.

**Tabla 2.** Criterios planteados para la evaluación de las comunidades vegetales para el criterio biótico.

	Criterio de Evaluación	Concepto
<b>Indicadores de Biodiversidad</b>	Diversidad de Shannon	Diversidad de especies en la comunidad
	Riqueza de Margalef	Número de especies en la comunidad
	Diversidad Beta	Diversidad de especies a nivel regional
	Diversidad Alfa	Diversidad de especies a nivel local
<b>Patrones florísticos</b>	IVI	Índice de Valor de Importancia
	IPF	Índice de Predominio Fisionómico
	Estado de amenaza	Categoría de Amenaza
	Grado de exclusividad	General o exclusiva de una cobertura en el sitio de estudio.

**Tabla 3.** Categorización de los valores asignados a cada uno de los criterios para el criterio biótico.

<b>Criterio</b>	<b>Categoría</b>	<b>Valor</b>
Diversidad	Muy alto	5
Riqueza	Alto	4
Abundancia	Medio	3
IVI	Bajo	2
IPF	Muy Bajo	1
Estado de amenaza	En Peligro Crítico (CR)	5
	En Peligro (EN)	4
	Vulnerable (VU)	3
	Casi Amenazada (NT)	2
	Preocupación Menor (LC)	1
	Datos Insuficiente (DD)	0
Grado de exclusividad	Endémica páramos de Colombia	5
	Endémica Colombia	5
	Restringida a páramo	3
	Restringida a bosque	3
	Amplia distribución	0

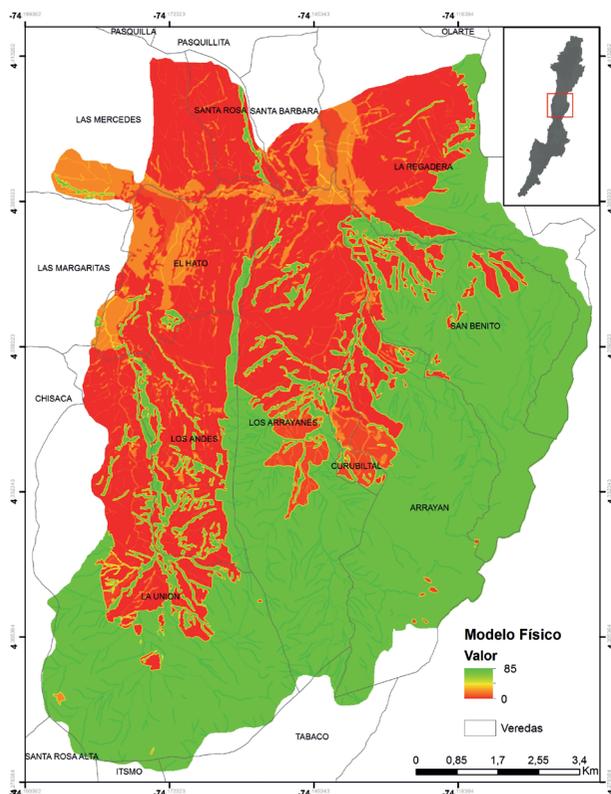
**Tabla 4.** Categorización de los tamaños de parche y su valor asignado para el criterio biótico.

<b>Tamaños de parches vegetación</b>	<b>Valor</b>
0-10 ha	5
11-100 ha	15
101-999 ha	30
> 1000 ha	50

## Resultados

### Modelo físico

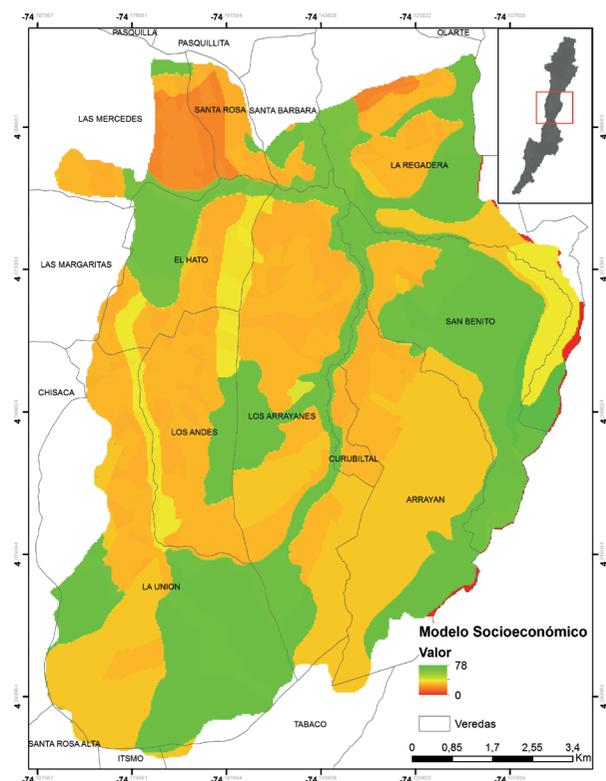
Como resultado de la modelación para el primer criterio, se encuentran en rojo las áreas que representan un hábitat más hostil para las especies. En este caso las zonas menos favorables son aquellas pertenecientes a cultivos y pastos en las que se busca evitar vías y favorecer la conservación de los drenajes. En verde, se encuentran las zonas de coberturas naturales de páramos y matorrales y se destacan las zonas de drenajes especialmente, también se pueden observar pequeñas zonas intervenidas en color rojo en la vereda San Benito y al sur de la vereda La Unión (río Mugroso). Con valores intermedios en naranja y amarillo se encuentran las áreas de especies exóticas de los embalses de La Regadera y Chisacá (Figura 3).



**Figura 3.** Modelo resistencia generado con las capas de cobertura, distancia a ríos y vías según el primer criterio físico. Escala (1:25.000). En rojo los valores con mayor resistencia y en verde los más viables para las especies.

### Modelo socioeconómico

Por su parte el segundo modelo (criterio socioeconómico) se ve altamente influenciado por el tamaño de los predios y de las áreas protegidas declaradas de la EED, las cuales son de gran tamaño y que son las que se encuentran en verde; en amarillos se encuentran las áreas de manejo especial y en naranja las áreas de usos restringidos (Figura 4). Las demás divisiones al interior responden a los usos del suelo permitidos.



**Figura 4.** Segundo modelo de resistencia generado con las capas de EED, tamaño de predios, uso del suelo y áreas abastecedoras del recurso hídrico para el criterio socioeconómico. Escala 1:25.000. En rojo los valores con mayor resistencia y en verde los más viables para las especies.

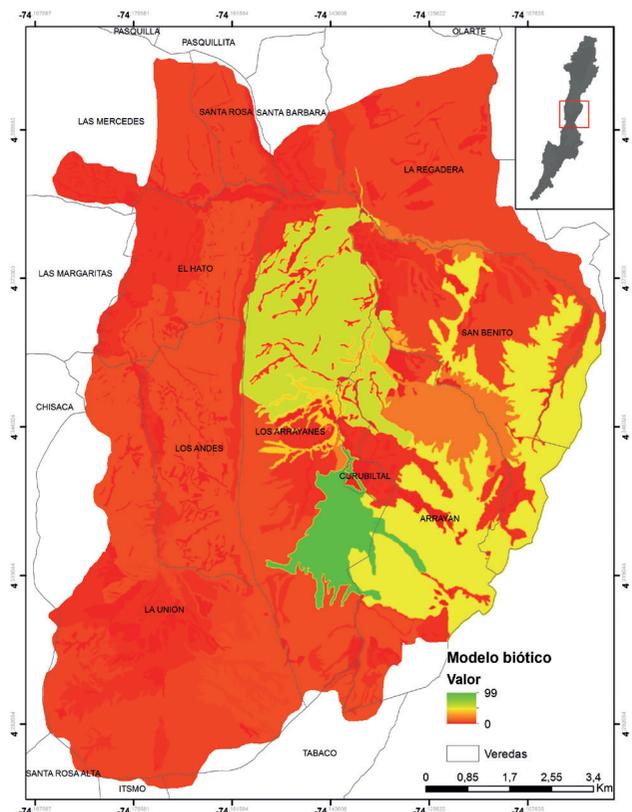
## Modelo biótico

Para el tercer modelo, de la cuantificación asignada con base en los datos de campo, se observa una zona de alta conservación al sur de la vereda los Arrayanes, una zona intermedia en amarillo y una naranja entre las veredas Los Arrayanes, Arrayán, Curubital y San Benito (Figura 5). En estas zonas los mayores valores se presentaron en los matorrales riparios donde se presentan comunidades dominadas por *Bucquetia glutinosa* – *Gaultheria anastomosans* – *Diplostephium rosmarinifolium* – *Macleania rupestris* – *Befaria resinosa*, *Espeletia grandiflora* – *Arcytophyllum nitidum* – *Vaccinium floribundum* – *Weinmannia tomentosa* – *Ilex kunthiana* – *Valea stipularis*. Estas zonas coinciden con áreas de mayor diversidad y abundancia, así como valores altos de IVI e IPF. Por su parte, en rojo se observan aquellas zonas intervenidas, o donde las comunidades presentan valores bajos según los patrones florísticos y la diversidad.

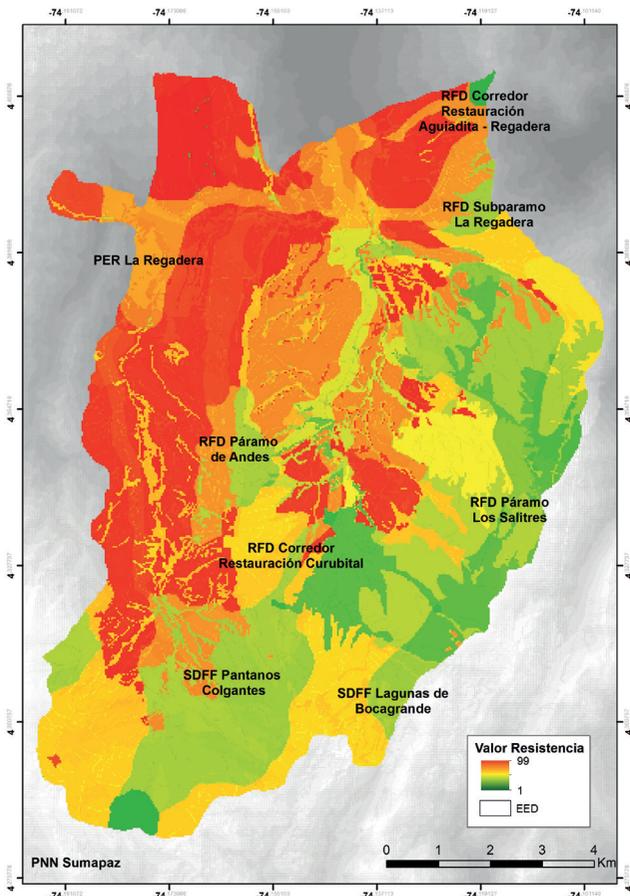
De igual manera, los matorrales altos se destaca la comunidad dominada por *I. kunthiana*, *M. ligustrina*, *M. rupestris*, aunque se establecieron comunidades en donde la especie dominante es *W. fagaroides* o *W. tomentosa* con menor importancia. Estas últimas especies consideradas importantes para el mantenimiento de las coberturas de bosque, presentan un reducido o ausente sotobosque, siendo unas pocas especies las que dominan. Por su parte, los matorrales riparios al sur de la microcuenca Curubital presentan comunidades dominadas por *B. glutinosa* – *G. anastomosans* – *D. rosmarinifolium* – *M. rupestris* – *B. resinosa*, *E. grandiflora* – *A. nitidum* – *V. floribundum* – *W. tomentosa* – *I. kunthiana* – *V. stipularis*, con el menor valor de resistencia reportada.

Como modelo resultante de los tres criterios se obtuvo un mapa de resistencia con la zonificación que presenta áreas por donde sería más viable plantear conectividad ecológica, así como las áreas

más conservadas con mejores coberturas y estructura vegetales, que presentan una figura de protección más alta en la EED y un uso de la tierra restringido (Figura 6). En amarillo se encuentra las zonas que a pesar de tener cobertura natural no presentan categorías de protección de la EED y tienen un valor asignado por su importancia en términos de la vegetación. En naranja están aquellas zonas con una medida de protección más laxa y uso permitido, con presencia de pastos y cultivos. Y en rojo aquellas zonas que no presentan protección, ausencia de vegetación natural y usos permitidos (Figura 6).



**Figura 5.** Tercer modelo de resistencia integrando los levantamientos de las comunidades vegetales. Escala 1:25.000. En rojo los valores con mayor resistencia y en verde los más viables para las especies.



**Figura 6.** Modelo resultante de la combinación de los tres criterios para el área de estudio. En rojo los valores con mayor resistencia y en verde los más viables para las especies.

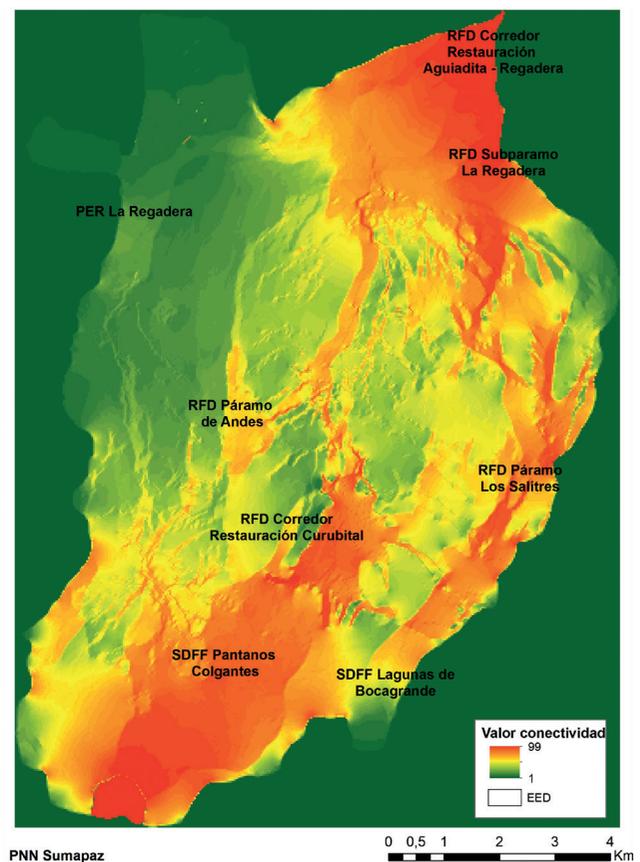
Por último, el modelo de conectividad obtenido muestra las zonas con mejor estado de conexión para las microcuencas evaluadas, especialmente sobre las zonas con cobertura natural sobre las áreas de la EED. El modelo adicionalmente muestra las zonas con menor valor de conectividad con coberturas antrópicas y que muestra otras zonas diferentes a la EED (Figura 7).

## Discusión

El objetivo del presente trabajo buscó plantear modelos de conectividad que se centraran en ubicar áreas que faciliten el movimiento de las especies mediante la identificación de áreas conservadas y en aquellas que

se centraran en restaurar la conectividad en zonas que presenten intervención o una figura de protección más laxa o ausente. Se buscó adicionalmente generar un modelo metodológico en la escogencia de criterios y de variables que identificaran zonas de resistencia o permeabilidad, como base para la planificación y el diseño de acciones de conservación (entendiendo conservación como el conjunto de acciones de preservación, restauración y uso sostenible).

La base de estos modelos se ha construido de acuerdo a diferentes enfoques disponibles como las grillas de menor costo (Beier *et al.* 2008), teoría de circuitos (McRae *et al.* 2008), modelos con base en



**Figura 7.** Modelo de conectividad obtenido de los criterios empleados. En rojo se presenta la red de conectividad, la cual corresponde a los valores con mayor viabilidad para implementar y mantener estrategias de conectividad. Los valores con mayor resistencia en verde, muestran aquellas zonas en donde se deben implementar estrategias de restauración (áreas intervenidas) y manejo del paisaje (áreas de páramo y zonas sin categorías de protección).

movimiento (Tracey *et al.* 2006) entre otros, que no modelan únicamente corredores como líneas en el paisaje, sino que permiten identificar áreas con potencial de conservación y áreas con posibilidades de restauración u otros tipos de manejo del territorio que abran acciones potenciales para mejorar la conectividad (McRae *et al.* 2012)

Estos mapas deben ser interpretados por los tomadores de decisión a la luz de costos, beneficios y otros objetivos de manejo, sin embargo, estas herramientas son el insumo base para la planeación de las estrategias de restauración del paisaje y con una perspectiva de paisaje (Metzger y Brancalion 2013, Tambosi *et al.* 2014, Isaacs y Ariza 2015).

La conectividad en el Distrito ha tenido diversos planteamientos para recrear, restaurar o fortalecer las uniones entre las áreas de la Estructura Ecológica Distrital (Sguerra *et al.* 2011, Remolina 2011). Desde su conformación, la EED ha buscado determinar la conectividad entre las coberturas que presenta el Distrito, con una gran necesidad de abordar criterios ecológicos en términos de movimientos locales, dispersión o migración de las especies y que a su vez sea cuantificada y representada en términos de indicadores espaciales que determinen las acciones de conservación a llevar a cabo en términos de restauración ecológica, rehabilitación, recuperación y preservación (Remolina 2011, MADS 2014).

De acuerdo a esto, se abordaron tres criterios que incluyen diferentes aspectos que permiten visualizar la configuración espacial de la zona de estudio. El primero de los modelos, muestra principalmente las zonas con vegetación nativa de páramos y matorrales, aunque es posible identificar áreas intervenidas, que no favorecen la conectividad y que deben ser evitadas. Así mismo, los matorrales riparios y páramos presentan menor resistencia debido a que en esas zonas se encuentran los parches más grandes lo que incrementa su diferencia. Con valores intermedios se presentaron aquellas zonas al borde entre el páramo y los matorrales, con áreas intervenidas donde aún hay matorrales altos y bajos abiertos que hacen una transición entre las coberturas naturales y los

cultivos y pastos. Hacia las zonas de plantaciones los valores de resistencia son mayores por su tamaño y composición, la cual requiere de un manejo especial por corresponder a especies exóticas con algunas invasiones de retamo espinoso. Sin embargo, estas coberturas están rodeadas de una matriz de uso antrópico, aunque actualmente mantenga remanentes de vegetación importantes para la conservación como los matorrales riparios y algunas zonas con valor intermedio de plantaciones exóticas.

Igualmente para este modelo, se observa que en la zona no se han construido vías de gran magnitud, lo que no afecta la continuidad de las coberturas pero si son elementos que se deben evitar si se plantean corredores o zonas de conservación, por las vibraciones, accesibilidad de autos y personas y riesgo de atropellamiento de la fauna (Ng *et al.* 2004). Adicionalmente es posible observar en este modelo, que las zonas de drenajes merecen una mayor importancia tanto para la preservación, como la restauración para un beneficio en términos de bienes y servicios ambientales, así como un insumo primordial para la conectividad de las especies (Phillips y Navarrete 2009, Remolina 2011), sin dejar de lado la importancia de manejar igualmente otras áreas que complementan la conservación de las zonas (Beier *et al.* 2008). Esto se ha planteado como dos de los elementos del paisaje que deben siempre abordarse dentro de los modelos de conectividad y en especial de conservación (Beier *et al.* 2008, Tambosi y Metzger 2014, Goulart da Silva *et al.* 2015).

Es importante destacar, que las zonas más hostiles cubiertas por pastos y cultivos en su momento pertenecieron a áreas transicionales de bosques altoandinos, por lo que se deben encaminar acciones de restauración y rehabilitación de este ecosistema y centrarse en reconectar las áreas naturales hacia los páramos, para garantizar la integridad de la zona. Igualmente, es preocupante el avance que están presentando los cultivos de papa hacia los páramos, con la recurrente incidencia de quemadas para su cultivo y la escasa presencia de vegetación en las rondas de los cuerpos de agua (Isaacs y Jaimes 2015).

El segundo modelo, dado que dio mayor peso a la EED, muestra menor resistencia, seguida de otras zonas de matorrales y páramos en naranja que tienen también una propuesta de uso del suelo más restrictivo. Este modelo mostraría áreas que podrían servir como zonas de amortiguamiento de la EED, en donde se pueden dar actividades productivas como sistemas silvopastoriles y agroforestales, que irían enriqueciendo el paisaje intentando devolver su funcionalidad y proveer actividades productivas a los pobladores (Funambiente 2009, Lozano 2014). De acuerdo a lo propuesto en la red de la EED, se debe considerar la categoría de protección que propone, así como el tipo de uso propuesto en las áreas circundantes, lo cual facilitaría la dirección en la que se deben encaminar las acciones de restauración.

Estas cuencas son áreas estratégicas para realizar acciones de restauración, ya que no existe un área dentro de la EED que este conservando coberturas de bosque y que este aportando a la representatividad de las mismas, todas dentro de su figura conservan páramos y subpáramos y únicamente el corredor de conservación del río Curubital estaría ocupando áreas más bajas en donde originalmente se encontraban bosques altoandinos (Sguerra *et al.* 2011, Isaacs y Jaimes 2015). La importancia de restaurar los bosques se debe a que no hay una continuidad entre los Cerros Orientales y las zonas de Sumapaz, por lo que esta fragmentación está afectando la continuidad de las coberturas naturales y la dispersión de los organismos que aún se presentan en el Distrito. Asimismo, el área de estudio hace parte del corredor de conservación Sumapaz, Chingaza, Guerrero, el cual propone el área como zona de conservación que complementa a su vez la Estructura Ecológica de la ciudad-región (Remolina 2011, Sguerra *et al.* 2011).

Para el tercer modelo, se destacan en cada comunidad aquellas que presentaron una mayor estructuración y complejidad, no siendo siempre las que presentaban las especies más representativas o los individuos más desarrollados, pero si son zonas con menor resistencia que actuarían como núcleos o sitios de paso de la

conectividad (Tambosi y Metzger 2013, Tambosi *et al.* 2014).

Este mayor peso a aquellas comunidades con diversidad alta es de gran relevancia para una estrategia de restauración ecológica y preservación ya que se traduce en mayor disponibilidad de hábitat para las especies, en términos de cobertura y alimento. Igualmente, estas zonas podrían ser fuentes de semillas y plántulas para la restauración de las áreas circundantes, en donde se busca ir incrementando el tamaño de los parches progresivamente y de las pocas zonas riparias que se encuentran al norte de Los Arrayanes (Goulart da Silva *et al.* 2015). Estas zonas al presentar mejor estado de conservación de acuerdo a la composición de las comunidades, permitirían acciones de restauración de la vegetación nativa y estaría constituyéndose como una zona de restauración de bosque natural que complementa esa figura del corredor de restauración del río Curubital.

Como es de esperar, puede existir un sesgo debido a la cantidad de levantamientos de vegetación realizados y la extensión de cada cobertura, sin embargo, estas zonas corresponden a los parches más conservados y que contienen muestras importantes de la composición original de la zona. Como en el modelo se incluyeron tamaños de parches, adicionalmente se da peso a aquellos que más contribuyen a la conservación y que igualmente representan un gran aporte para la restauración.

La unión de los tres modelos, está construida con los tres criterios que se comportan como una grilla de resistencia y que muestra las zonas más conservadas para plantear conectividad (McRae *et al.* 2008). Se destaca el valor que es asignado a la EED; el parche de permeabilidad alta ubicado en la vereda Los Arrayanes que ocupa matorrales riparios y matorrales altos, es de gran importancia para fortalecer la EED, ya que es adyacente al corredor de restauración Curubital y no hace parte en su totalidad de esas áreas de conservación. En todos los modelos presenta un valor de permeabilidad alto no solo por su valor en términos de comunidades, sino en cuanto a cobertura,

tamaño de parche y uso permitido. Esta zona podría complementar el Área del Santuario Distrital de Pantanos Colgantes, añadiendo representatividad de las coberturas de matorrales altos densos y riparios, ya que hasta el momento solo contiene coberturas de páramo (ver figura 6).

Para las demás áreas, el mapa final aporta insumos que orientan la decisión de áreas de conservación y restauración como se nombró anteriormente, así como aquellas por donde es más viable plantear conectividad, entendido como el conjunto de acciones tanto de restauración como de manejo en el caso de áreas que están preservadas. Las decisiones deben ser tomadas con información más detallada, obtenida en campo, que valide la propuesta presentada y que permita definir el tipo de restauración a llevar a cabo o la propuesta de áreas de preservación (Aguilar-Garavito e Isaacs 2014).

La escogencia de la EED, buscaba centrar la zonificación en las áreas protegidas consideradas como fuente y conservación de las especies, las cuales deben contar con un manejo adecuado que garantice a largo plazo su conservación ya que no tendrá ningún sentido conectar zonas que no proveerán los recursos necesarios para supervivencia de las especies (Gurrutxaga 2004, Hodgson *et al.* 2011).

Es importante destacar que el presente análisis se realizó únicamente para las zonas del Distrito, como respuesta a las necesidades de gestión en términos de división política, a pesar de considerar límites de microcuencas. Sin embargo, la conectividad y las zonas de resistencia se deben mirar desde un marco geográfico más amplio que responda de mejor forma a un modelo netamente biótico y no limitado por variables antrópicas, a pesar que la valoración de los criterios siempre fue pensado en términos funcionales de la fauna, en este caso requerimientos de hábitat de los mamíferos y características de la flora (Fandiño y Wyngaarden 2003, Magioli *et al.* 2015). Esto busca propiciar espacios que faciliten la toma de decisiones coordinadas entre las autoridades ambientales que

cuentan con áreas protegidas colindantes o que comparten las mismas dificultades u oportunidades de manejo, de forma que se logre mayor coherencia y efectividad en la gestión (Sguerra *et al.* 2011).

El rápido cambio y la severidad de las amenazas a la biodiversidad son tan fuertes especialmente en zonas como el Distrito Capital, que es urgente la necesidad de desarrollar lineamientos con base en criterios técnicos hacia la construcción de medidas efectivas para garantizar a largo plazo la protección de la biodiversidad. Aspectos como las ubicaciones más probables y las zonas en donde es más viable proponer acciones de conectividad, el tipo de especies que beneficiará y la forma de monitorear estos procesos, son los tipos de preguntas que deben buscar orientar estos modelos (Gurrutxaga 2004, Theobald 2006).

## Conclusiones

El presente escrito se presenta como un modelo que permite visualizar una zonificación de las tres microcuencas evaluadas con el fin de priorizar áreas de conservación, restauración y aquellas que facilitan la conectividad entre las coberturas presentes en el diseño, planeación y monitoreo. El uso de diferentes criterios permite tener un panorama más amplio a la hora de tomar decisiones y en especial en el diseño de su implementación. Adicionalmente, el presente análisis es un insumo que complementa los diseños propuestos de áreas protegidas con base en la configuración y composición del paisaje en donde es posible identificar diferentes escenarios de conectividad modelados.

## Agradecimientos

Los autores queremos agradecer la colaboración del equipo del Jardín Botánico de Bogotá, a las personas que apoyaron los levantamientos en campo y al equipo de la Subdirección Científica quien nos brindó sus comentarios y sugerencias en la mejora del trabajo y sus análisis.

## Bibliografía

- Adriaensen, F., J. P. Chardon, G. de Blust, E. Swinnen, S. Villalba, H. Gulink y H. Matthinsen. 2003. The application of 'least-cost' modelling as a functional landscape model. *Landscape and Urban Planning* 64: 263-274.
- Aguilar-Garavito, M. y P. Isaacs. El análisis espacial en la restauración ecológica. 2014. Capítulo 2.5. Pp. 95-109. En: M. Cabrera y W. Ramírez (Eds.). Restauración ecológica de los páramos de Colombia. Transformación y herramientas para su conservación. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Beier, P., D. R. Majka y W. D. Spencer. 2008. Forks in the road: choices in procedures for designing wildland linkages. *Conservation Biology* 22: 836-851.
- Bennett, A. F. 2006. Linkages in the landscape: role of corridors and connectivity in wildlife conservation. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 254 pp.
- Correa, C. 2008. Análisis del estado actual de conectividad de las coberturas vegetales de la cuenca media del río Tunjuelo. Jardín Botánico de Bogotá José Celestino Mutis. *Revista Pérez Arbelaezia* 12: 117-141.
- Doak, D. F. 1995. Source-sink models and the problem of habitat degradation: general models and applications to the Yellowstone Grizzly. *Conservation Biology* 96: 1370-1379.
- Emmons, L. 1990. Neotropical rainforest mammals: a field guide. University of Chicago. 396 pp.
- Fandiño, M. y W. Wyngaarden. 2003. Rol de la fauna en la selección de áreas de conservación biológica –base conceptual y metodológica-. Pp: 205-209 En: Polanco-Ochoa, R. (Ed.). Manejo de fauna silvestre en amazonía y Latinoamérica. Selección de trabajos V Congreso Internacional. CITES, Fundación Natura. Bogotá, Colombia.
- Forman, R. T. T. 1995. Land Mosaics: The ecology of landscapes and regions. Cambridge University Press. Cambridge, United Kingdom. 632 pp.
- Funambiente. Corporación Salvemos el Medio Ambiente. 2010. Formulación de lineamientos ambientales de conectividad de la operación estratégica Nuevo Usme como propuesta piloto en el sector de borde urbano rural. Informe Técnico. 215 pp.
- Goulart da Silva, L., M. C. Ribeiro, E. Hasui, C. Aparecida da Costa, R. Teixeira da Cunha. 2015. Patch size, functional isolation, visibility and matrix permeability influences neotropical primate occurrence within highly fragmented landscapes. *Plosone* 10: 1 – 20.
- Gurrutxaga San Vicente, M. 2004. Conectividad Ecológica del Territorio y Conservación de la Biodiversidad. Nuevas Perspectivas en Ecología del Paisaje y Ordenación Territorial. Gobierno Vasco. 85 pp.
- Hargrove, W. W., F. M. Hoffman y R. A. Efrogmson. 2004. A Practical Map-Analysis Tool for Detecting Potential Dispersal Corridors. *Landscape Ecology* 20: 361-373.
- Hodgson, J. A., C. D. Thomas, B. A. Wintle y A. Moilanen. 2009. Climate change, connectivity and conservation decision making: back to basics. *Journal of Applied Ecology* 46: 964-969.
- Isaacs, P. J. 2011. Definición de las alternativas de conectividad ecológica posibles desde el análisis físico, biótico y espacial de las áreas rurales priorizadas por la subdirección científica. informe técnico contrato 334/2011. Jardín Botánico de Bogotá Jardín Botánico de Bogotá José Celestino Mutis. 80 pp.
- Isaacs, P. J. y V. Jaimes. 2015. Análisis multitemporal de las coberturas del Distrito Capital años 1990 - 2012. Jardín Botánico de Bogotá José Celestino Mutis. 65 pp.
- Jarro, C. 2005. Guía técnica para la restauración ecológica de áreas afectadas por la expansión agropecuaria en el Distrito Capital. Jardín Botánico de Bogotá José Celestino Mutis. Bogotá, Colombia. 155 pp.
- Jongman, R., M. Kulvik e I. Kristiansen. 2004. European ecological networks and greenways. *Landscape and Urban Planning* 68: 305-319.
- Lozano, F. 2014. Diseño de herramientas de manejo de paisaje como estrategia para la conservación y restauración en cuencas del departamento del Valle del Cauca. Informe técnico Convenio 13-166. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt y CVC. 242 pp.
- Magioli, M., M. C. Ribeiro, K. M. P. M. B. Ferraz y M. G. Rodríguez. 2015. Thresholds in the relationship between functional diversity and patch size for mammals in the Brazilian Atlantic Forest. *Animal Conservation* 1-13.
- Majka, D., J. Jenness y P. Beier. 2009. CorridorDesigner: ArcGIS tools for designing and evaluating corridors. Available at <http://corridordesign.org>.
- McRae, B. H., B. G. Dickson, T. H. Keitt, y V. B. Shah. 2008. Using circuit theory to model connectivity in ecology and conservation. *Ecology* 10: 2712-2724.
- Medici, P., P. Mangini y J. A. Sarria. 2007. Manual de medicina veterinaria de antas em campo. IUCN/SSC TAPIR SPECIALIST GROUP (TSG). Comitê de Veterinária. Informe técnico. 60 pp.
- Meffe, G. K. y C. R. Carroll. 1997. Principles of Conservation Biology. Sunderland, Massachusetts: Sinauer Associates. 779 pp.
- Metzger, J. P. y P. Brancalion. 2013. Challenges and opportunities in applying a landscape ecology perspective

- in ecological restoration: a powerful approach to shape neolandscapes. *Natureza & Conservação* 11: 103-107.
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible – MADS. 2014. Plan Nacional de Restauración. Documento técnico. Consultado en línea Febrero 12 de 2015. 92 pp.
- Morales, M., J. Otero, T. Van der Hammen, A. Torre, C. Cadena, C. Pedraza, N. Rodríguez, C. Franco, J. C. Betancourth, E. Olaya, E. Posada y L. Cárdenas. 2007. Atlas de páramos de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, D. C. 208 pp.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forest implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10:58-62.
- Ng, S., J. W. Dole, R. M. Sauvajot, S. Riley y T. J. Valone. 2004. Use of highway undercrossings by wildlife in Southern California. *Biological Conservation* 115: 499 – 507.
- Noss, R. 1991. Landscape connectivity: Different functions at different scales. Capítulo 2. *En: Hudson W. E. (Ed.). Landscape linkages and biodiversity. Defenders of Wildlife. Island Press. Washington D.C.*
- Noss, R. y A. Y. Cooperrider. 1994. Saving Natures Legacy: Protecting and restoring biodiversity. *Defender of Wildlife. Island Press. Washington D. C.* 417 pp.
- Phillips, J. F y D. A. Navarrete. 2009. Análisis de fragmentación y conectividad. Informe Final. Unión Temporal Rastrojo a Escala Humana HINSAT. Secretaría de Ambiente. 130 pp.
- Primack, R. F. 2001. Problemas de las poblaciones pequeñas. Capítulo 11. *En: Primack, R., R. Rozzi, P. Feinsinger, R. Dirzo y F. Massardo (Eds.). Fundamentos de conservación biológica. Perspectivas latinoamericanas. Fondo de cultura económica. México D.F.*
- Remolina, F. 2007. Procesos de fragmentación en los Cerros Orientales de Bogotá. Informe final contrato de prestación de servicios No. 144 de 2006. Jardín Botánico de Bogotá.
- Remolina, F. 2011. Propuesta de estructura ecológica regional de la región capital y guía técnica para su declaración y consolidación. Contrato interadministrativo de ciencia y tecnología no. 1392 de 2009 entre la Universidad Distrital Francisco José De Caldas y la Secretaría Distrital De Ambiente. 121 pp.
- Sguerra, S., P. Bejarano, O. Rodríguez, J. Blanco, O. Jaramillo y G. Sanclemente. 2011. Corredor de conservación Chingaza – Sumapaz – Querrero. Resultados del diseño y lineamientos de acción. Conservación Internacional Colombia y Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá ESP. Bogotá, Colombia. 184 pp.
- Sieving, K. E., M. F. Willson y T. L. De Santo. 2000. Defining corridors functions for endemic birds in fragmented south-temperate rainforest. *Conservation Biology* 14: 1120-1132.
- Tambosi, L. R. y J. P. Metzger. 2013. A framework for setting local restoration priorities based on landscape context. *Natureza & Conservação* 11: 152-157.
- Tambosi L. R., A. C. Martensen, M. C. Ribeiro y J. P. Metzger. 2014. A framework to optimize biodiversity restoration efforts based on habitat amount and landscape connectivity. *Restoration Ecology* 22: 169-177.
- Taylor, P. D., L. Fahrig, K. Henein y G. Merriam. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68: 571-573.
- Taylor, P., L. Fahrig y K. With. 2006. Landscape connectivity: A return to basics. Pp. 29-43 *En: Crooks K. R. y M. Sanjayan (Eds.). Connectivity Conservation. Maintaining connections for nature. Cambridge University Press, Cambridge, UK.*
- Tracey, J. A. 2006. Individual-based modeling as a tool for conserving connectivity. Pp. 343–368. *En: Crooks, K. R. y M. Sanjayan (Eds.). Connectivity Conservation. Maintaining connections for nature. Cambridge University Press, Cambridge, UK.*
- Theobald, D. M. 2006. Exploring the functional connectivity of landscapes using landscape networks. Pp. 416-443. *En: Crooks K. R. y M. Sanjayan (Eds.). Connectivity conservation: Maintaining connections for nature. Cambridge University Press, Cambridge, UK.*
- Trujillo, L. 2012. Caracterización florística y estructural e identificación, distribución y espacialización de comunidades vegetales en las áreas priorizadas por el Jardín Botánico para la conservación en Bogotá D.C. y la región. Contrato 811. Jardín Botánico de Bogotá José Celestino Mutis.
- Urban, D. y T. Keitt. 2001. Landscape connectivity: a graph-theoretic perspective. *Ecology* 82: 1205-1218.
- Vargas, W. y W. Ramírez. 2014. Lineamientos generales para la restauración del bosque seco tropical en Colombia. Capítulo 9. *En: Pizano, C. y H. García (Eds.). El Bosque Seco Tropical en Colombia. Instituto de Investigación de recursos biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá. D.C.*

Paola Johanna Isaacs-Cubides  
Instituto de Investigación de Recursos Biológicos  
Alexander von Humboldt,  
Programa Gestión Territorial de la Biodiversidad,  
Bogotá, Colombia  
[pisaacs@humboldt.org.co](mailto:pisaacs@humboldt.org.co)

Ledy N. Trujillo-Ortiz  
Investigadora independiente,  
Bogotá, Colombia  
[ledytrujillo@yahoo.es](mailto:ledytrujillo@yahoo.es)

Vilma Jaimes  
Investigadora independiente,  
Bogotá, Colombia  
[vjaimes.s@gmail.com](mailto:vjaimes.s@gmail.com)

Zonificación de alternativas de conectividad ecológica,  
restauración y conservación en las microcuencas  
Curubital, Mugroso, Chisacá y Regadera, cuenca del río  
Tunjuelo (Distrito Capital de Bogotá), Colombia

**Citación del artículo:** Isaac-Cubides, P. J., L. N. Trujillo y  
V. Jaimes. 2017. Zonificación de alternativas de conectividad  
ecológica, restauración y conservación en las microcuencas  
Curubital, Mugroso, Chisacá y Regadera, cuenca del río  
Tunjuelo (Distrito Capital de Bogotá), Colombia. *Biota  
Colombiana* 18 (Suplemento 1): 70-88. DOI: 10.21068/  
c2017.v18s01a04

Recibido: 26 de agosto de 2014  
Aprobado: 10 de enero de 2017

---

# Banco de semillas de retamo espinoso *Ulex europaeus* L. en bordes del matorral invasor en un ecosistema zonal de bosque altoandino, Colombia

Seed bank of the spiny reed, *Ulex europaeus* L., along edges of thickets of this invasive species in a zonal ecosystem of High Andes forest, Colombia

Korina Ocampo-Zuleta y Jairo Solorza-Bejarano

---

## Resumen

Se estableció la densidad de semillas de retamo espinoso (*Ulex europaeus*) en bordes de matorral invasor al sur de los Cerros Orientales de Bogotá. A través del método de conteo directo se estableció la abundancia de semillas presente en seis puntos de muestreo en sitios ubicados entre los 2.700 y 3.200 m de altitud, y cuatro intervalos de profundidad entre los 0 y 20 cm. Se establecieron densidades de semillas variables para los seis puntos de muestreo entre 109 y 3.384 semillas m<sup>-2</sup>. A nivel de profundidad, la mayor densidad de semillas se encuentra en el intervalo de 0 a 5 cm para todos los sitios muestreados. En los puntos de muestreo se encontraron diferencias significativas en la cantidad de semillas a diferentes altitudes ( $p=0,0416$ ) y intervalos de profundidad evaluados ( $p=0,0392$ ). Se determina que existe un alto potencial en los bordes de matorral para la extensión de las áreas invadidas, por activación del banco de semillas de la especie invasora, lo que sugiere la necesidad de una estrategia prioritaria para el control de estas áreas de borde en el marco de procesos de restauración ecológica en ecosistemas altoandinos.

**Palabras clave.** Bogotá. Colombia. Densidad de semillas. Gradiente altitudinal. Retamo espinoso.

## Abstract

The seed density of *Ulex europaeus* was established on borders of invasive scrub thickets to the south of the Eastern Hills of Bogota. Through the direct counting method, seed abundance was established at six sampling points in an altitudinal gradient between 2.300 and 3.200 meters altitude, and for four soil depth ranges of 0 to 20 cm. Variable seed densities were established for the six sampling points between 109 and 3.384 seeds m<sup>-2</sup>. With regard to depth, the highest seed density was in the range of 0 to 5 cm for all sites sampled. Among the sampling points, significant differences were found in the number of seeds at different altitudes ( $p = 0,0416$ ) and depth ranges evaluated ( $p=0,0392$ ). There is a high potential at the edges of scrub for the extension of the invaded areas, by activation of the seed bank of the invasive species, suggesting the need for a priority strategy for the control of these border areas in the framework of ecological restoration processes in high Andean ecosystems.

**Key words.** Altitudinal gradient. Bogotá. Colombia. Gorse. Seed density.

## Introducción

El banco de semillas en el suelo es esencial para comprender diferentes procesos ecológicos, básicos para la formulación e implementación de estrategias de conservación y restauración ecológica, ya que representan un reservorio de diversidad genética y se constituyen en elementos estratégicos para la resiliencia y adaptación de especies en diferentes escenarios de disturbio, durante periodos variables, dependiendo de su tamaño y duración (Pérez y Santiago 2001, Cano-Salgado *et al.* 2012, Fernández *et al.* 2013).

El análisis del banco de semillas puede ser un indicador de respuesta potencial a diferentes grados de disturbio, teniendo en cuenta la composición y densidad de semillas presentes, las características estructurales de los individuos vegetales que se puedan expresar y los grados de amenaza que representa la presencia de especies invasoras, pues permite plantear medidas que propenden por el éxito de la restauración del hábitat (Cox y Allen 2008, Wang *et al.* 2010, Faist *et al.* 2013, Mora 2013).

En Colombia, se registra la presencia de la especie *Ulex europaeus* (retamo espinoso), originaria de la costa occidental de Europa y norte de África, cuya distribución se ha ampliado en diversas áreas geográficas por todo el mundo (Clements *et al.* 2001), siendo considerada una de las 100 especies invasoras más agresivas del mundo (Lowe *et al.* 2000, Aguilar 2010, Baptiste *et al.* 2010, Kaal *et al.* 2012). Arribó al país en la década de 1950, introducida como cerca viva y se estableció en los Cerros Orientales de Bogotá (Ríos 2005, Vargas *et al.* 2009). A través de los años aumentó su cobertura, ocupando extensas áreas zonales de bosque altoandino, generando la exclusión de flora y fauna nativa.

*Ulex europaeus* se caracteriza por ser una especie con reproducción sexual y asexual, pionera de rápido crecimiento y alta capacidad de invasión (Moure *et al.* 2001, Udo *et al.* 2016), con alta producción y longevidad de semillas, así como, con alto porcentaje de germinación, rápido

crecimiento y óptimo desarrollo (Colombo-Speroni y De Viana 2000), que se retroalimenta de forma positiva bajo disturbios asociados al fuego (Hill *et al.* 2001). Morfológicamente, las semillas son ovoides, comprimidas lateralmente y ligeramente asimétricas, son de color verdoso, pardo o negruzco al madurar, lisas y brillantes (Cubas y Pardo 1988). La cubierta de las semillas es dura e impermeable que le permite mantenerse en dormancia hasta 30 años, logrando soportar diversos disturbios como los incendios, conservando su viabilidad (MacCarter 1980, Clements *et al.* 2001, Ríos 2005, Torres 2009, Aguilar-Garavito 2010, Barrera-Cataño *et al.* 2010).

El objetivo de esta investigación fue establecer la abundancia del banco de semillas de *U. europaeus* en los bordes de los matorrales, en diferentes altitudes y distintos intervalos de profundidad en el suelo, que permitan establecer parámetros de referencia para el control de la especie en el marco de procesos de restauración ecológica en ecosistemas altoandinos.

## Material y métodos

### Área de estudio

Este estudio se realizó al sur oriente de la ciudad de Bogotá, Colombia, zona rural de las localidades de San Cristóbal y Usme. La temperatura media anual en la zona es de 14 °C, la precipitación anual es de 1 075 mm, posee una topografía ligeramente ondulada, con suelos arcillosos. Se seleccionaron seis puntos de muestreo en un gradiente altitudinal entre los 2.700 y 3.200 metros de altura, en cinco áreas con invasión de *U. europaeus* (Figura 1), con diferentes características de elevación, topográficas y de disturbios asociados, en matorrales con diferente edad de establecimiento (Tabla 1).

### Muestreo

En cada punto altitudinal se seleccionó un matorral de *U. europaeus* con un área entre 25 y 40 m<sup>2</sup>, en el periodo entre mayo y octubre de 2015. Para cada borde

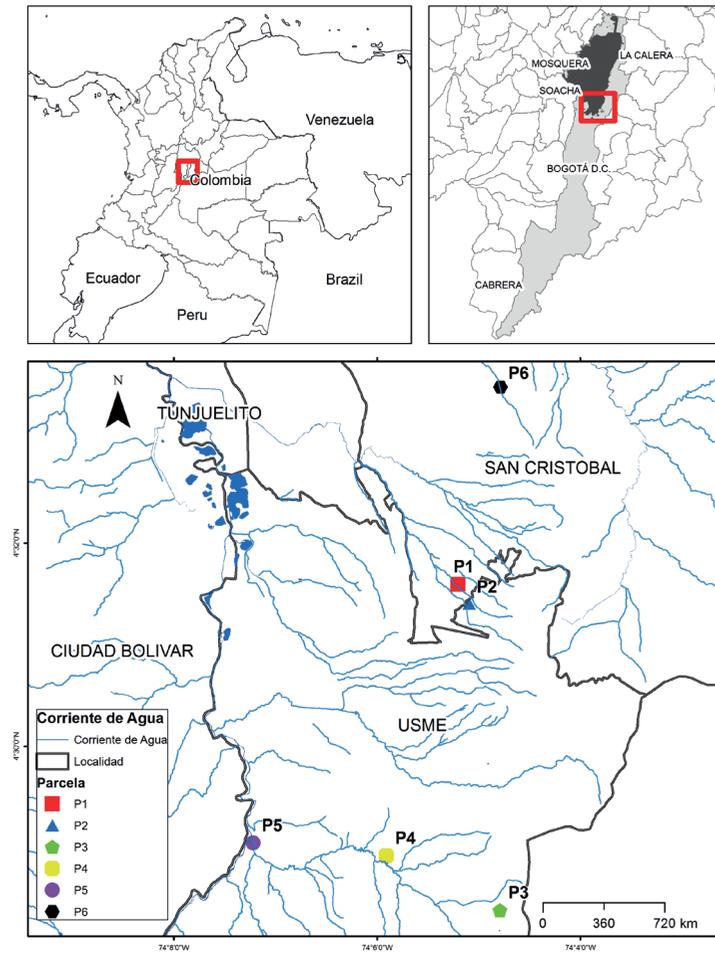


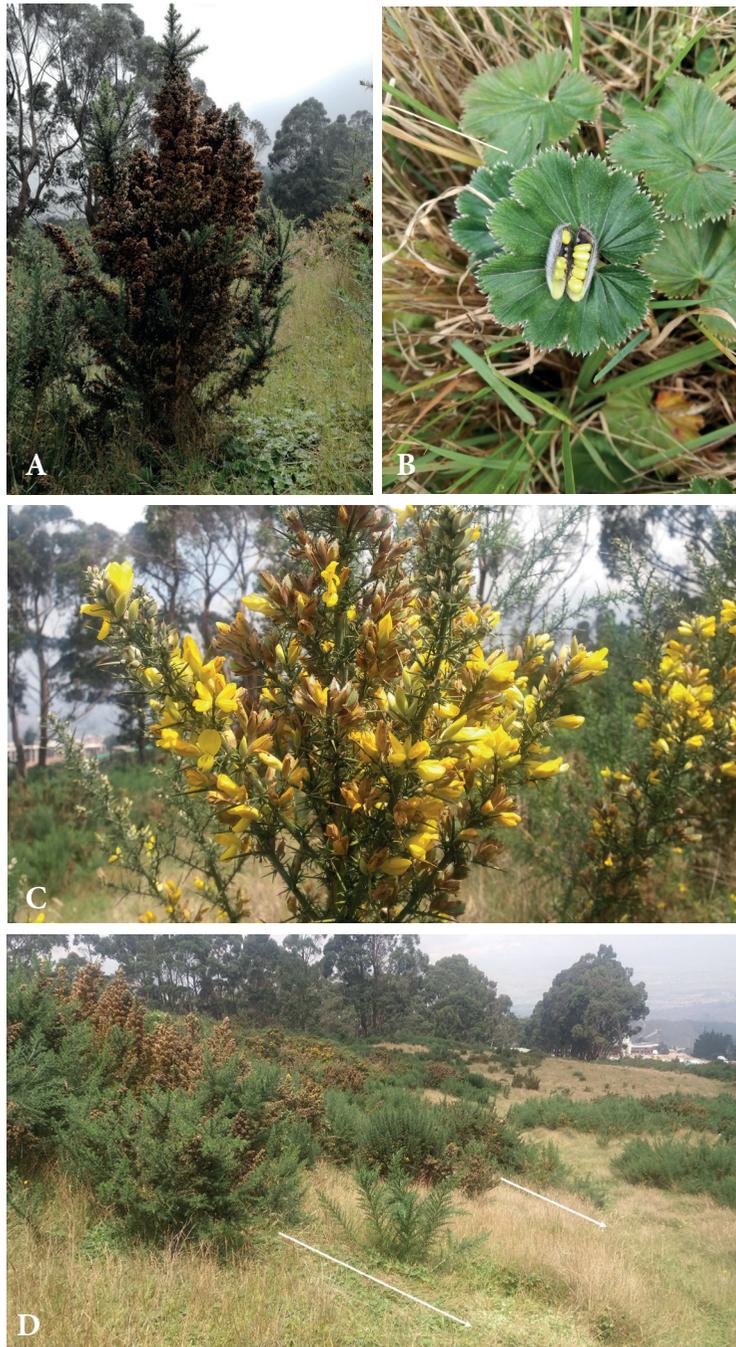
Figura 1. Localización de los puntos de muestreo de semillas de *Ulex europaeus*, sector sur oriental de Bogotá, Colombia.

Tabla 1. Puntos de muestreo de suelo, sector sur oriental de Bogotá.

Punto de muestreo	Localidad	Altitud (m s.n.m.)	Coordenadas	Pendiente	Edad matorral	Disturbio asociado : Asociación con: <i>Genista monspessulana</i> (retamo liso).
1	La Arboleda – L. San Cristóbal	3 000	04°31'35,6" N 74° 05'12,0" W	35 - 55°	7 años	Actividades agropecuarias Recurrencia de quemas y conatos.
2		3 100	04° 31'24,2" N 74° 05'05,4" W			
3	Bosque Sur Oriental – L. Usme	3 200	04° 28'23,3" N 74° 04'47,3" W	50 - 60°	4 años	Amenaza media - remoción en masa-
4	Los Soches – L. Usme	2 900	04° 28'55,5" N 74° 05'54,3" W	35 - 40°	4 años	Asociación con: <i>Genista monspessulana</i> (retamo liso).
5	Quebrada Fucha - L. Usme	2 700	04° 29'03,0" N 74° 07'13,1" W	0 - 3°	3 años	Borde vial.
6	Ramajal – L. San Cristóbal	2 800	04° 33'31,8" N 74° 04'46,9" W	45 - 50°	7 años	Ganadería ovina Amenaza media - reptación.

del matorral se tomaron al azar cuatro muestras de suelo a 1,5 m al exterior desde la base del tallo, usando un anillo de 454 cm<sup>3</sup> (Ø 5,4 cm). Las muestras fueron tomadas retirando la cubierta vegetal e introduciendo el anillo 20 cm en el suelo. Cada muestra se separó

en cuatro intervalos de profundidad, 0-5 cm, 6-10 cm, 11-15 cm y 16-20 cm. Adicionalmente, en los bordes de los matorrales en cada punto de muestreo, se seleccionaron 20 vainas al azar y se hizo el conteo de semillas contenidas (Figura 2).



**Figura 2.** A) Individuo de *Ulex europaeus*. B) Vaina de *Ulex europaeus*. C) Floración de *Ulex europaeus*. D) Bordes de avance de *Ulex europaeus*.

### Extracción y procesamiento de las muestras

El método para determinar el número total de semillas presentes en cada una de las muestras de suelo se realizó por medio de conteo directo como lo proponen Thompson (1987), Simpson *et al.* (1989), Gross (1990) y Piudo y Cavero (2005). Las muestras fueron secadas en un horno a 60 °C, por 72 horas para que cada muestra fuera desagregada mediante el tamizado (1,18 mm), que permitió la retención de semillas de *U. europaeus* que presentan tamaños promedio de 4 mm de largo (Ireson *et al.* 2003).

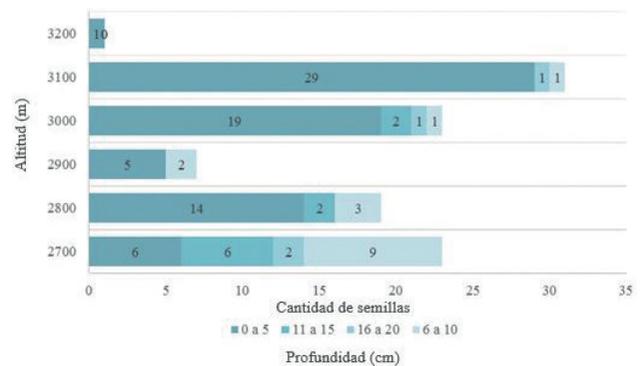
Los resultados fueron analizados mediante modelos lineales generalizados, usando distribución binomial negativa para modelar datos de conteos o repetición de ensayos. Se evaluó la normalidad de los datos, y posteriormente, para conocer si existen diferencias significativas entre la cantidad y densidad de semillas con respecto al gradiente altitudinal de los sitios y los intervalos de profundidad muestreados se usó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis. El paquete estadístico usado para determinar estos resultados fue SPSS Statistics V24 (IBM Corp. Released 2015).

## Resultados y discusión

### Densidad de semillas

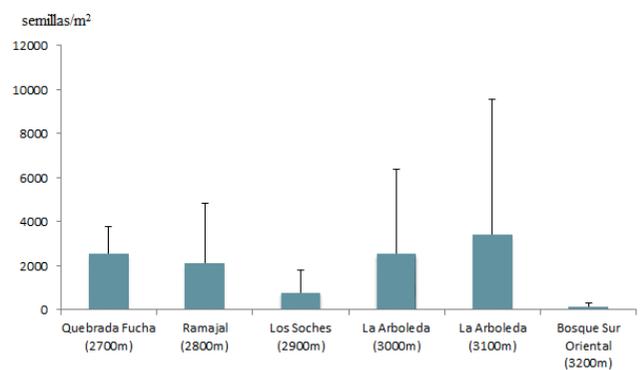
En las 24 muestras de los cinco sitios muestreados se encontraron un total de 104 semillas, de las cuales 53 presentan un estado maduro y 51 están en estado inmaduro, con heterogeneidad en el número de semillas por muestra. El intervalo de profundidad donde se encontró mayor cantidad de semillas fue de 0 a 5 cm con un total de 74 semillas, seguido del intervalo de 11 a 15 cm con 16 semillas (Figura 3). El punto de muestreo con el mayor número de semillas fue el que posee el disturbio de ganadería bovina, en concordancia con lo registrado por Figueroa y Jaksic (2004), para zonas con pastoreo. A nivel de altitud, se encontró mayor cantidad de semillas a los 3.100 m de altitud.

Para cada uno de los sitios evaluados se calculó la densidad con respecto a la profundidad de cada sitio



**Figura 3.** Número de semillas por intervalo de profundidad y altitud en los sitios de muestreo, al sur de los Cerros Orientales de Bogotá.

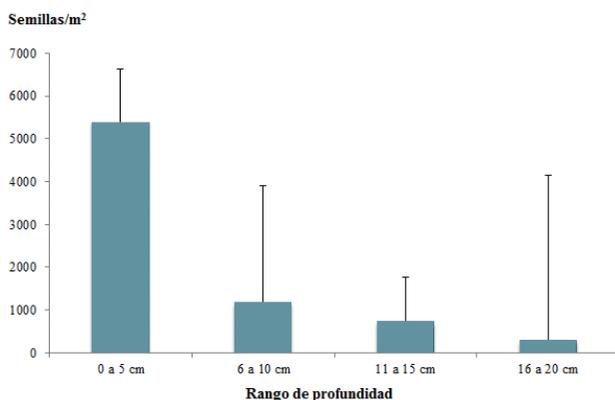
encontrando entre 109 y 3.384 semillas m<sup>-2</sup> (Figura 4). Las mayores densidades de semillas m<sup>-2</sup>, están representadas en los puntos de muestreo a 3.000 y 3.100 m de altitud. En la franja límite del ecosistema de páramo, a 3.200 m de altitud la densidad de semillas calculada es la más baja, encontrando diferencias significativas entre las densidades estimadas entre los sitios evaluados (K-W<sub>(5,6)</sub>, p= 0,416).



**Figura 4.** Densidad de semillas de *Ulex europaeus* en los sitios de muestreo entre los 2.700 y 3.200 m de altura.

El análisis de densidad en los intervalos de profundidad (Figura 5), muestra un patrón de disminución en el número de semillas a medida que aumenta la profundidad del suelo. En los bordes de matorrales de *U. europaeus*, las semillas se encuentran depositadas principalmente en el intervalo de 0 a 5 cm de profundidad con una densidad de 5.386 semillas m<sup>-2</sup>

y una representatividad del 71 % del total de semillas en los primeros 20 cm del suelo. En este caso, existen diferencias significativas entre la densidad de semillas con respecto al intervalo de profundidad (K-W<sub>(3,4)</sub>, p=0,3919). El efecto del ajuste del modelo binomial negativo para la cantidad de semillas con respecto a los sitios indicó que estos últimos son totalmente independientes (Sig=0,688 p=0,05), sin encontrar un patrón de distribución en el gradiente altitudinal.



**Figura 5.** Densidad de semillas de *Ulex europaeus* en diferentes intervalos de profundidad.

La densidad del banco de semillas de *U. europaeus* en las áreas de borde, se relaciona con semillas de tipo persistente, viables en el suelo por varios años (Hill *et al.* 2000, Clements *et al.* 2001, Bossuyt *et al.* 2007) y en profundidades de 5 cm (Moore 2006, Markin 2008). Estas características se deben a la testa dura e impermeable, latencia y dispersión balística de las semillas, sumado a la favorabilidad que confiere las condiciones climáticas en la franja tropical (Figuerola y Jaksic 2004, Vargas 2007, Bedoya-Patiño *et al.* 2010).

Para las zonas de borde de matorral ubicadas entre los 2.700 a 3.200 m s.n.m. se encontró que en promedio se tiene una densidad de 1.892 semillas m<sup>-2</sup>, siendo inferiores a los reportes de Radcliffe (1985) con 120.000 semillas m<sup>-2</sup>, Lee *et al.* (1986) con 8.600 semillas m<sup>-2</sup> y Hill *et al.* (2000) con 34.000 semillas m<sup>-2</sup>, los cuales fueron tomados para áreas completas bajo la cobertura de la especie invasora. Sin embargo, el método de conteo directo, permitió una estimación del banco de semillas de los bordes de matorral, no

sesgada por la presencia de semillas de otras especies con el uso de métodos basados en la germinación (Gibson 2002).

Las semillas en los primeros 5 cm de profundidad del suelo pueden permanecer latentes y viables pues están protegidas por la hojarasca, tal como lo señalan Moscoso-Marín y Diez-Gómez (2005), no obstante, estas semillas pueden ser más susceptibles al ataque de depredadores y daños mecánicos, es así que, no existe una relación directa entre la densidad de semillas y la germinación de las mismas (Muñoz 2009), así mismo, el arribo de las semillas de *U. europaeus* en los bordes del matorral, está influenciado por la cantidad de semillas producidas por los individuos vegetales, el periodo de maduración y el tipo de disturbio asociado (Rees y Hill 2001, Hill *et al.* 2008), donde se pueden encontrar vainas con hasta nueve semillas (Cowley 1983, Torres 2009, Davies *et al.* 2008). Para este estudio se encontró un máximo de 6 semillas/vaina a 3.000 m s.n.m, sin embargo, el promedio para todos los sitios de muestreo en el gradiente altitudinal fue de 4 semillas/vaina, sin constituirse en un factor diferencial de la variación en las densidades registradas para los sitios de muestreo (Figura 6).

Los valores de densidad de las semillas muestran cómo los bordes de los matorrales de *U. europaeus*, tienen potencial avance, establecimiento y propagación, sin embargo, dependerá en mayor medida de su edad, pendiente y grado de disturbio, así como, las variaciones edáficas, clima, distribución de nutrientes y la depredación (Cano-Salgado *et al.* 2012).

### Edad de los matorrales

La edad de los matorrales puede tener inferencia en la capacidad de producción de semillas y depósito en el suelo, sin embargo, existen otros factores que pueden inferir en estas variables, relacionadas con los disturbios asociados, como la remoción periódica o fenómenos de fuego recurrentes. El continuo proceso de formación, regeneración y crecimiento potencian las fases de producción de biomasa en su proceso de sucesión vegetal (Clements *et al.* 2001,



**Figura 6.** Descripción del número de semillas de *U. europaeus*.

Beltrán y Barrera-Cataño 2014), siendo entre los 10 y 20 años donde inicia el crecimiento constante de la proporción de tallos y una rápida expansión, a su vez que disminuye la densidad de semillas en la zona central de los matorrales (Lee *et al.* 1986), sugiriendo que para los matorrales identificados que se encuentran con edades entre los tres y los siete años, todavía no alcanzan ese periodo de mayor crecimiento, se tiene mayor potencial de invasión y sugiere la necesidad de adelantar procesos de control para evitar la colonización de áreas con coberturas vegetales de tipo zonal.

### Distribución altitudinal

Se estimó que hay heterogeneidad en la distribución altitudinal del banco de semillas de *U. europaeus*, su mayor expresión puede localizarse sobre la cota de los 3.100 metros de altura, esto podría evidenciar el avance de la especie en zonas de características frías y su capacidad para continuar su propagación en suelos pedregosos como los de páramo.

### Pendiente de las zonas

Las pendientes encontradas en las zonas de muestreo podrían influir en la cantidad de semillas que se encuentren en los primeros centímetros del suelo, dado que por efectos de lavado o arrastre por declive y escorrentía pueden desplazarse hacia otros lugares, lo que puede afectar la producción y acumulación de semillas en el suelo (Enciso *et al.* 2000), teniendo en cuenta que cuatro de los cinco sitios de muestreo se encuentran zonas con pendientes mayores a los 35°.

### Grado de intervención

La salud de un matorral está determinada no solo por las condiciones ambientales, sino también por la asociación con la vida silvestre, carreteras e infraestructuras (León *et al.* 2016a), no obstante, es importante la erradicación en su primera etapa a fin de minimizar la dispersión natural, además de prevenir la formación de un gran banco de semillas, esto teniendo en cuenta que los sitios estén autorizados para realizar los trabajos, pues pueden ser de propietarios privados (Prasad 2003, Rotherham 2007), limitándose por la posibilidad de destinación de recursos públicos o por decisiones del tenedor del predio respecto a las proyecciones de uso que se tenga de esos espacios.

El control de la expresión del banco plantular en los bordes de los matorrales de *U. europaeus*, resulta de suma importancia en los procesos de conservación de áreas circundantes, dada la capacidad de la especie invasora de producción de semillas y sus características de latencia, esto con el fin de proponer e implementar estrategias para la restauración ecológica como lo proponen Segura (2005), Muñoz (2009), Bare y Ashton (2016) y León *et al.* (2016b). En este sentido, es necesario profundizar en la historia de disturbio en el lugar, la dinámica espacial del paisaje dentro de las zonas invadidas (Altamirano *et al.* 2016), desarrollar la investigación sobre requerimientos ambientales, su grado de perturbación y la evaluación de competencia con especies nativas como lo propone Norambuena y Ormeño (1991), para retornar los atributos estructurales y funcionales

de los ecosistemas degradados y recuperar la biodiversidad del lugar (Amaya-Villarreal y Renjifo 2010, Solorza-Bejarano 2012).

## Conclusiones

El intervalo de profundidad con mayor densidad de semillas corresponde al de 0 a 5 cm, con un promedio de 5.386 semillas m<sup>-2</sup>, confirmando una relevancia en las estrategias de control de la expansión del *U. europaeus*, a través del control periódico de las zonas de borde, disminuyendo el riego de colonización y establecimiento de nuevos individuos vegetales.

En el gradiente altitudinal, la mayor densidad de semillas se encontró en los 3.100 m. s.n.m., con un promedio de 3.384 semillas m<sup>-2</sup>, sin embargo, es necesario la profundización en los estudios sobre variables topográficas, meteorológicas y de disturbios asociados, para establecer patrones y comparar dinámicas a diferentes alturas, con el fin de establecer si existe la dependencia o no de factores asociados con la altura y su incidencia en los procesos de invasión de *U. europaeus*.

El banco de semillas en los bordes de matorral, tiene la potencialidad de ampliar la población de *Ulex europaeus*, por tanto, conocer la viabilidad y latencia de las semillas, permitirá el desarrollo de procesos de control y erradicación de la especie teniendo en cuenta los ciclos de mantenimiento pertinentes, sumado con la reintroducción de especies nativas que ralenticen el crecimiento de los matorrales y permitan la competencia con las plántulas de la especie invasora.

## Bibliografía

- Aguilar-Garavito, M. 2010. Restauración ecológica de áreas afectadas por *Ulex europaeus*, Serranía El Zuque, Reserva Forestal Protectora Bosque Oriental de Bogotá, localidad 4 San Cristóbal, Bogotá D.C., Colombia. Bogotá D.C.: Convenio 005/09 SDA-IDIPRON. 82 pp.
- Altamirano, A., J. Cely, A. Etter, A. Miranda, A. Fuentes-Ramírez, P. Acevedo y R. Vargas. 2016. The invasive species *Ulex europaeus* (Fabaceae) shows high dynamism in a fragmented landscape of south-central Chile. *Environmental Monitoring and Assessment* 188 (495): 1-15.
- Amaya-Villarreal, Á. y L. Renjifo. 2010. Efecto del retamo espinoso *Ulex europaeus* sobre las aves de borde en un bosque altoandino. *Ornitología Colombiana* 10: 11-25.
- Baptiste, M., N. Castaño, D. Cárdenas, F. Gutiérrez, D. Gil, D. y C. A. Lasso. 2010. Análisis de riesgo y propuesta de categorización de especies introducidas para Colombia. Bogotá D.C.: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. 200 pp.
- Bare, M. y M. Ashton. 2016. Growth of native tree species planted in montane reforestation projects in the Colombian and Ecuadorian Andes differs among site and species. *New Forests* 47 (3): 333-355.
- Barrera-Cataño, J., S. Contreras-Rodríguez, N. Garzón-Yepes y A. Moreno-Cárdenas. 2010. Manual para la restauración ecológica de los ecosistemas disturbados del Distrito Capital. Bogotá D.C. Secretaría Distrital de Ambiente y Pontificia Universidad Javeriana. 401 pp.
- Bedoya-Patiño, J., J. Estévez-Varón y G. Castaño-Villa. 2010. Banco de semillas del suelo y su papel en la recuperación de los bosques tropicales. *Boletín Científico Museo de Historia Natural*, 142: 77-91.
- Beltrán, H. y J. Barrera-Cataño. 2014. Caracterización de invasiones de *Ulex europaeus* L. de diferentes edades como herramienta para la restauración ecológica de bosques altoandinos, Colombia. *Biota Colombiana* 15 (Suplemento 2): 3-26.
- Bossuyt, B., E. Cosyns y M. Hoffmann. 2007. The role of soil seed banks in the restoration of dry acidic dune grassland after burning of *Ulex europaeus* Scrub. *Applied Vegetation Science* 10 (1): 131-138.
- Cano-Salgado, A., J. Zavala-Hurtado, A. Orozco-Segovia, M. Valverde-Valdés y P. Pérez-Rodríguez. 2012. Composición y abundancia del banco de semillas en una región semiárida del trópico mexicano: patrones de variación espacial y temporal. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 83: 437-446.
- Clements, D., D. Peterson y R. Prasad. 2001. The biology of Canadian weeds. 112. *Ulex europaeus* L. *Canadian Journal of Plant Science* 81: 325-337.
- Colombo-Speroni, F. y M. De Viana. 2000. Requerimientos de escarificación en semillas de especies autóctonas e invasoras. *Ecología Austral* 10: 123-131.
- Cowley, J. 1983. Life cycle of *Apion ulicis* (Coleoptera: Apionidae), and gorse seed attack around Auckland, New Zealand. *New Zealand Journal of Zoology* 10 (1): 83-85.
- Cox, R. y E. Allen. 2008. Composition of soil seed banks in southern California coastal sage scrub and adjacent exotic grassland. *Plant Ecology* 198: 37-46.
- Cubas, P. y C. Pardo. 1988. Morfología de las semillas del género *Ulex* L. Genistaceae, Papilionoideae. *Lagascalía* 15: 275-283.

- Davies, J., J. Ireson y G. Allen. 2008. The phenology and impact of the gorse seed weevil, *Exapion ulicis*, on gorse, *Ulex europaeus*, in Tasmania. *Biological Control* 45: 85-92.
- Enciso, J., P. García-Fayos y A. Cerdá. 2000. Distribución del banco de semillas en taludes de carretera: efecto de la orientación y de la topografía. *Orsis* 15: 103-113.
- Faist, A., S. Ferrenberg y S. Collinge. 2013. Banking on the past: seed banks as a reservoir for rare and native species in restored vernal pools. *AoB PLANTS* 5: 1-1.
- Fernández, C., J. Vega y T. Fonturbel. 2013. Effects of fuel reduction treatments on a gorse shrubland soil seed bank in the north of Spain: Comparing mastication a prescribed burning. *Ecological Engineering* 57: 79-87.
- Figueroa, J. y F. Jaksic. 2004. Latencia y banco de semillas en plantas de la región mediterránea de Chile Central. *Revista Chilena de Historia Natural* 77: 201-215.
- Gibson, D. 2002. Methods in comparative plant population ecology. Carbondale, Illinois: Oxford University Press. 352 pp.
- Gross, K. L. 1990. A comparison of methods for estimating seed numbers in the soil. *Journal of Plant Ecology* 78: 1079-1093.
- Hill, R., A. Gourlay y R. Barker. 2001. Survival of *Ulex europaeus* seeds in the soil at three sites in New Zealand. *New Zealand Journal of Botany* 392: 235-244.
- Hill, R., A. Gourlay y S. Fowler. 2000. The biological control program against gorse in New Zealand. Proceedings of the X International Symposium on Biological Control of Weeds. Montana, USA: Montana State University. Pp. 909-917.
- Hill, R., J. Ireson, A. Sheppard, A. Gourlay, H. Norambuena, G. Markin y E. Coombs. 2008. A global view of the future for biological control of gorse, *Ulex europaeus* L. Proceedings of the XII International Symposium on Biological Control of Weeds. Wallingford, UK.: CAB International. Pp. 680-687.
- IBM Corp. Released 2015. *SPSS for Windows. Version 24.0*. Armonk, NY.: IBM Corp.
- Ireson, J., A. Gourlay, R. Kwong, R. Holloway y W. Chatterton. 2003. Host specificity, release, and establishment of the gorse spider mite, *Tetranychus lintearius* Dufour Acarina: Tetranychidae, for the biological control of gorse, *Ulex europaeus* L. Fabaceae, in Australia. *Biological Control* 26: 117-127.
- Kaal, J., A. Martínez-Cortizas, O. Reyes y M. Soliño. 2012. Molecular characterization of *Ulex europaeus* biochar obtained from laboratory heat treatment experiments – A pyrolysis–GC/MS study. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* 95: 205-212.
- Lee, W., R. Allen y P. 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* 242: 279-292.
- León, R., F. Torchelsen, G. Overbeck y M. Anand. 2016a. Analyzing the landscape characteristics promoting the establishment and spread of gorse (*Ulex europaeus*) along roadsides. *Ecosphere* 7 (3): 1-14.
- León, R., F. Torchelsen, G. Overbeck y M. Anand. 2016b. Invasive gorse (*Ulex europaeus*, Fabaceae) changes plant community structure in subtropical forest–grassland mosaics of southern Brazil. *Biological Invasions* 18 (6): 1629-643.
- Lowe, S., M. Browne, S. Boudjelas y M. De Poorter. 2000. 100 of the World's Worst Invasive Alien Species A selection from the Global Invasive Species Database. Auckland, New Zealand: The Invasive Species Specialist Group ISSG a specialist group of the Species Survival Commission SSC of the World Conservation Union IUCN.
- MacCarter, L. 1980. Gorse: a subject for biological control in New Zealand. *Journal of Experimental Agriculture* 8: 321-330.
- Markin, G. 2008. *Ulex europaeus* L. Common gorse. Pp: 1140 – 1142. En: Bonner, F. y R. Karrfalt, The Woody Plant Seed Manual (Eds.). Washington, DC. U.S. Department of Agriculture, Forest Service.
- Moore, J. 2006. Controlling gorse seed banks. 15th Australian Weeds Conference proceedings: managing weeds in a changing climate. Australia: The Weed Management Society of South Australia. Pp. 283-286.
- Mora, C. A. 2013. Caracterización estructural de un ecosistema de referencia del matorral espinoso Tamaupeco en el Noreste. México: Universidad Autónoma de Nuevo León. 91 pp.
- Moscoso-Marín, L. y M. Diez-Gómez. 2005. Banco de semillas en un bosque de roble de la cordillera central colombiana. *Revista Facultad Nacional de Agronomía* 582: 2931-2943.
- Moure, M., O. Reyes y M. Casal. 2001. Relación entre el proceso de maduración y la respuesta germinativa al fuego de semillas de dos especies de *Ulex*. III Congreso Forestal Español. Granada: Junta de Andalucía. Pp. 865 -874.
- Muñoz, E. 2009. El espinillo *Ulex europaeus* L. 1753 un invasor biológico en el sur de Chile: estado de su conocimiento y alternativas de control. *Gestión Ambiental* 17: 23-44.
- Norambuena, H. y J. Ormeño. 1991. Control biológico de malezas: fundamentos y perspectivas en Chile. *Agricultura Técnica* 513: 210-219.
- Pérez, E. y E. Santiago. 2001. Dinámica estacional del banco de semillas en una sabana en los llanos Centro-Orientales de Venezuela. *Biotropica* 333: 435-446.

- Piudo, M. y R. Cavero. 2005. Banco de semillas: comparación de metodologías de extracción, de densidad y de profundidad de muestreo. *Publicaciones de biología, Universidad de Navarra, Serie Botánica* 16: 71-85.
- Prasad, R. 2003. Management and control of gorse and scotch broom in British Columbia. *Technology Transfer Note* 30: 1-6.
- Radcliffe, J. 1985. Grazing management of goats and sheep for gorse control. *New Zealand Journal of Experimental Agriculture* 132: 181-190.
- Rees, M. y R. Hill. 2001. Large-scale disturbances, biological control and the dynamics of gorse populations. *Journal of Applied Ecology* 38: 364-377.
- Ríos, H. F. 2005. Potencial de reproducción del retamo espinoso y retamo liso en diferentes zonas climáticas de Bogotá D.C., Colombia. Jardín Botánico José Celestino Mutis. 155 pp.
- Rotherham, I. 2007. Wild gorse: history, conservation, and management. *FWAG Scotland* 7: 17-21.
- Segura, S. 2005. Las especies introducidas: ¿benéficas o dañinas? En: Sánchez, Ó., E. Peters, R. Márquez-Huitzil, E. Vega, G. Portales, M. Valdez, y D. Azuara. Pp: 127 – 133. Temas sobre restauración ecológica. México. Instituto Nacional de Ecología INE-SEMARNAT.
- Simpson, R., M. Allesio y V. Parker. 1989. Seed banks: general concepts and methodological issues. Pp: 3-8. En: Leck M. A., V. T. Parker y R. L. Simpson (Ed). *Ecology of soil seed banks*. London: Academic Press.
- Solorza-Bejarano, J. 2012. Evaluación de la regeneración de *Acacia decurrens*, *Acacia melanoxylon* y *Ulex europaeus* en áreas de proceso de restauración ecológica. *Luna Azul* 34: 66 - 80.
- Thompson, K. 1987. Seeds and seed banks. *The New Phytologist* 106: 23-34.
- Torres, N. A. 2009. Banco de semillas germinable en áreas invadidas por retamo espinoso *Ulex europaeus* con diferentes edades de quema alrededores del embalse de Chisacá, Bogotá, Localidad de Usme. Bogotá: Universidad Militar Nueva Granada. 110 pp.
- Udo, N., M. Tarayre y A. Atlan. 2016. Evolution of germination strategy in the invasive species *Ulex europaeus*. *Plant Ecology* 10 (2): 375-385.
- Vargas, O. 2007. Guía metodológica para la restauración ecológica del bosque altoandino. Bogotá D.C. Universidad Nacional de Colombia, Acueducto de Bogotá, Secretaría Distrital de Ambiente. 189 pp.
- Vargas, O., O. León y A. Díaz. 2009. Restauración ecológica en zonas invadidas por retamo espinoso y plantaciones forestales de especies exóticas. Bogotá D.C. Convenio Interinstitucional Secretaría Distrital de Ambiente- Universidad Nacional de Colombia. 305 pp.
- Wang, N., J.-Y. Jiao, Y.-F. Jia, W.-J. Bai y Z.-G. Zhang. 2010. Germinable soil seed banks and the restoration potential of abandoned cropland on the Chinese Hilly-Gullied loess plateau. *Environmental Management* 46: 367-377.

Korina Ocampo-Zuleta  
 Jardín Botánico de Bogotá,  
 Línea de investigación en restauración ecológica,  
 Bogotá, Colombia  
 kocampo@jbb.gov.co

Jairo Solorza-Bejarano  
 Jardín Botánico de Bogotá,  
 Línea de investigación en restauración ecológica,  
 Bogotá, Colombia  
 jsolorza@jbb.gov.co

Banco de semillas de retamo espinoso *Ulex europaeus* L. en bordes del matorral invasor en un ecosistema zonal de bosque altoandino, Colombia

**Citación del artículo:** Ocampo-Zuleta, K. y J. Solorza-Bejarano. 2017. Banco de semillas de retamo espinoso *Ulex europaeus* L. en bordes del matorral invasor en un ecosistema zonal de bosque altoandino, Colombia. *Biota Colombiana* 18 (Suplemento 1): 89 – 98. DOI: 10.21068/c2017.v18s01a05

Recibido: 27 de agosto de 2016  
 Aprobado: 14 de febrero de 2017

---

# Forestación de bosques en sabanas de la altillanura colombiana: relevancia de las condiciones ambientales para el establecimiento de plántulas

Afforestation of savanna forests of the Colombian altillanura: relevance of the environmental conditions for the establishment of seedlings

Pablo R. Stevenson, Mónica A. Ramírez, Luisa F. Casas y Francisco Henao-Díaz

---

## Resumen

Una forma de contrarrestar el cambio climático es la generación de bosques con alta capacidad de almacenamiento de carbono. En este trabajo se reportan los resultados de una iniciativa de reforestación de bosque en sabanas de la reserva Tomogrande. Se crearon barreras contra el fuego en seis áreas: dos inundables y dos no inundables, para sembrar plántulas de bosques de la Orinoquia, y manteniendo dos más como control sin adición de plántulas. De 200 plántulas sembradas en sabanas no inundables, únicamente el 17 % de ellas sobrevivieron por más de dos años (33 % para las especies de bosques aledaños y 12 % para las de otros lugares de la Orinoquia). Ninguna de las 182 plántulas trasplantadas a zonas inundables sobrevivió por más de dos años. La principal causa de mortalidad en sabanas bien drenadas fue el marchitamiento. Se concluye que a pesar de que la ausencia de fuego puede ayudar al establecimiento de árboles, las condiciones climáticas y lumínicas de la sabana disminuyen las probabilidades de que las plantas de bosque se establezcan y las que logran mayor probabilidad de supervivencia son las especies que viven en los bosques de galería aledaños (especialmente en bordes de bosque).

**Palabras clave.** Barreras de establecimiento. Bosques de galería en Colombia. Sabanas inundables. Supervivencia de plántulas.

## Abstract

One way to counteract climate change is to plant forests with high carbon storage capacity. In this study we report the results of a reforestation project in savannas of the Tomogrande Reserve, in Vichada Department, Colombia. We restricted fire in six one-hectare plots: in two seasonally inundated and two highland savannas we planted seedlings of trees found in the Orinoco Basin and nearby gallery forests and in two of them we did not plant seedlings (control plots). Out of 200 seedlings planted in well-drained savannas, only 17 % survived after two and a half years (33 % came from nearby forest and 12 % from other areas). None of the 182 seedlings planted in flooded savannas survived at the end of the study. The main mortality cause in well-drained savannas was wilting. We concluded that in addition to the control of fire, seedling establishment of forest trees in savannas is highly affected by climatic and light conditions and for this reason the trees with highest potential for restoration are the ones already found at the site in the same ecological conditions (e.g. forest edge).

**Key words.** Flooded savannas. Gallery forests in Colombia. Plant establishment barriers. Plant survival.

## Introducción

El cambio climático global es un fenómeno bien documentado (Karl y Trenbenth 2003, Meehl *et al.* 2005) que puede tener fuertes implicaciones en los patrones de diversidad del planeta. Este fenómeno se genera principalmente por el aumento en la concentración de gases de invernadero en la atmósfera y por los efectos de evaporación de la superficie de la tierra (Bonan 2008). Se ha documentado que una de las estrategias para mitigar estos problemas es manteniendo bosques, ya que las plantas por procesos de fotosíntesis pueden fijar CO<sub>2</sub> de la atmósfera (Nemani *et al.* 2000). Sin embargo, es claro que las tendencias actuales en el uso de la tierra son de eliminar bosques para generar zonas productivas (Foley *et al.* 2005), los cuales tienen una menor capacidad de acumulación de carbono a largo plazo. Ante esta tendencia y otros servicios ambientales que ofrecen los bosques, se ha sugerido que la reforestación y restauración de estos puede ser una alternativa para mitigar los problemas asociados al cambio climático global, que incluyen amenazas a humanos y muchas otras especies (Meehl *et al.* 2005).

El establecimiento, la supervivencia y crecimiento de las plántulas limitan la regeneración de bosques tropicales (Holl *et al.* 2000). Por ello es necesario conocer su impacto para evaluar las estrategias más adecuadas para restablecer ambientes degradados o propiciar el establecimiento de árboles en zonas de poca acumulación de biomasa. Entre los factores que influyen en estos procesos están: disponibilidad de semillas, calidad de la dispersión, características edáficas, depredación de semillas, competencia con especies establecidas, disturbios y herbivoría (Holl *et al.* 2000, Duncan y Chapman 2002).

Uno de los principales factores que afectan el establecimiento de especies vegetales en las sabanas es el régimen de fuegos, el cual ha sido reconocido como una fuerza evolutiva importante para las plantas logrando determinar su distribución, estructura filogenética y procesos de desarrollo (Howe 1995, Silva y Batalha 2010). Las sabanas colombianas por ejemplo, presentan entre el 3 % y el 6 % de los

eventos de fuego a nivel mundial (Romero-Ruiz *et al.* 2010) y aunque se considera que tales ecosistemas, han sido sometidos a este tipo de perturbaciones por millones de años, el incremento de fuegos de origen antropogénico ha sido considerable en los últimos tiempos. Lo anterior ha limitado la expansión de los bosques y generado cambios en su estructura y composición; dados los efectos negativos sobre la reproducción y establecimiento de aquellas especies no tolerantes al fuego (Hoffmann *et al.* 2003).

Se ha propuesto el uso de plantaciones de especies locales como herramienta para atenuar las barreras que limitan la regeneración de los bosques. Entre los beneficios que las plantaciones podrían brindar se encuentran: generar una mayor complejidad estructural y mayor cantidad de recursos. Si se presenta una mayor disponibilidad de recursos, los ecosistemas atraerían mayor cantidad de animales dispersores y aumentaría la lluvia de semillas. Adicionalmente, cuando se establecen bosques mejoran las condiciones microclimáticas del sotobosque que favorecen el reclutamiento de plántulas de árboles de sucesión tardía (Bazzas y Pickett 1980), que requieren distintas condiciones de temperatura, humedad y sombrío. Por otra parte, se mejora la estructura y fertilidad del suelo al crear capas de materia orgánica por la hojarasca de los árboles; se disminuye la competencia de las plántulas bajo el dosel, especialmente con aquellas competidoras como gramíneas y helechos; y se disminuye la probabilidad de disturbios como fuegos (Lugo 1997, Parrota *et al.* 1997).

Por las razones nombradas anteriormente, las plantaciones de madera han sido una de las estrategias más utilizadas para recuperar áreas degradadas o abandonadas, especialmente por el atractivo económico de las especies maderables. Sin embargo, algunos estudios han probado que bajo ciertas condiciones la regeneración natural puede ser una mejor estrategia para una restauración ecológica, ya que las plantaciones usualmente sólo ayudan a recuperar la capacidad productiva y poco hacen por el restablecimiento de la biodiversidad (Lamb

1998). Las características que más se debaten acerca del uso de las plantaciones están relacionadas con los efectos negativos de los monocultivos: una baja biodiversidad, una menor estabilidad ecológica, una menor eficiencia en el uso de los recursos, un mayor desgaste de los componentes edáficos e hídricos, y el uso de especies exóticas (Lugo 1997). Es por esto que se ha propuesto el uso de plantaciones como herramientas de forestación sólo bajo ciertas condiciones de alteración de los ecosistemas: zonas muy degradadas, muy extensas, muy alejadas de remanentes de vegetación o dominadas por pastos (Murcia 1997, Lamb 1998).

De cualquier forma, el papel que juegan los cultivos en los procesos de regeneración debe ser evaluado para poder dar apoyo científico a los planes de forestación, tratando de identificar las particularidades propias de cada área geográfica y de cada cultivo usado como estrategia de regeneración. Si se logra un mejor entendimiento de los procesos y los limitantes que gobiernan la regeneración de un bosque intervenido se pueden proponer prácticas que atenúen las barreras, y que agilicen y mejoren la

regeneración de los bosques. Teniendo en cuenta el anterior marco conceptual, en este trabajo se quiso realizar un proyecto piloto de forestación de bosques en sabanas de la altillanura en la reserva Tomogrande (Vichada, Orinoquia colombiana). En particular, se centró en evaluar la posibilidad de establecer bosques en sabanas del Orinoco, mediante el control de fuego y forestación asistida mediante la adición de plántulas y plantones.

## Material y métodos

La reserva Tomogrande se encuentra ubicada en el departamento del Vichada en el municipio de Santa Rosalía ( $4^{\circ}51'0,97''N$ ,  $70^{\circ}16'15,35''W$ ) a 100 m s.n.m. entre los ríos Tomo y caño Grande. La región presenta un régimen climático unimodal, con un intervalo de pluviosidad de anual entre 2.323 y 2.673 mm (Correa-Gómez y Stevenson 2010), con una época seca de diciembre a marzo y una época de lluvias el resto del año. Sin embargo, para el único año en que se estimó la precipitación anual en el lugar de estudio se obtuvo un valor cercano a los 2.900 mm, correspondiente a un año muy lluvioso.



**Figura 1.** Ubicación geográfica la reserva Tomogrande (Vichada), Orinoquia colombiana. Datos del mapa ©2015 Google, Landsat, Copernicus.

La temperatura promedio anual es de 26 °C, con mínimas de 20 °C y máximas de 34,5 °C. La topografía presenta leves ondulaciones, con algunas corazas petroféricas de carácter erosivo, y el bioma es considerado en su mayoría peinobioma de sabanas altas (Romero *et al.* 2004). Así, la zona corresponde a las sabanas de altillanura del Orinoco, que están ubicadas sobre una placa elevada topográficamente que cubre la mayor parte del departamento del Vichada y buena parte del Meta (Castro-Lima *et al.* 2017), donde ocurren elementos bióticos del escudo Guyanés.

Se instalaron seis parcelas permanentes de vegetación cada una de 1 ha (100x100 m). Dos de ellas se ubicaron en sabanas de pastos con buen drenaje y cuatro en sabanas arboladas sujetas a inundaciones estacionales (dos sembradas y dos controles). Las parcelas fueron delimitadas con tubos de PVC ubicados cada 10 m con ayuda de un clinómetro laser con medidor de distancia. Todos los árboles de más de 10 cm de diámetro a la altura del pecho (DAP) fueron marcados y determinados. También se revisó la presencia de juveniles en 25 subparcelas de 5x5 m, y cobertura de plántulas y herbáceas en 25 subparcelas de 2x2 m. Para clasificar los individuos se siguieron los siguientes criterios: plántulas con altura menor a 1,3 m ó mayores a 1,3 m en altura pero con un DAP menor a mayor a 1 cm; juveniles se consideraron plantas con DAP entre 1 y 5 cm (Stevenson 2011). Las parcelas en sabanas bien drenadas se ubicaron hacia el costado occidental de un bosque de galería a un par de metros de la vegetación leñosa, pues están más protegidas de los vientos y los fuegos. El control del fuego se hizo evitando incendiar las zonas de las parcelas y se instalaron guardarrayas bordeando las zonas a proteger. En estas regiones se cortó la vegetación mediante guadañadora, para mantener una franja de cerca de 5 m libre de vegetación (Figura 2).

Para la reforestación asistida se compraron 250 plantones de vivero con alturas entre 30 y 60 cm de altura. El criterio de selección se centró en que fueran especies de la Orinoquia, con énfasis en plantas de frutos carnosos y/o maderables. Sin embargo, también dependió de la disponibilidad en el vivero. De estas

se sembraron 200 en julio de 2011 en las parcelas de sabana bien drenada (Tabla 1). Estas plantas fueron sembradas en julio de 2011. En cada esquina se clavó un tubo de PVC y se sembraron tres individuos separados cerca de 50 cm del tubo. Cada plántula fue marcada con una plaqueta metálica, que fue amarrada con un hilo de nylon para asegurar su monitoreo. Las plántulas se sembraron en las tres líneas más próximas al bosque de galería de la parcela de 100x100 m, con el fin de reducir el tiempo de exposición al sol directo y a una posible desecación. Se realizó un monitoreo al mes del sembrado y luego una vez al año, revisando la supervivencia y el crecimiento de las plantas hasta el 2013.

Adicionalmente, se utilizaron plántulas del interior de los bosques de galería. Para este efecto se ubicaron plantas creciendo sobre el sistema de trochas de la estación. Estas plántulas fueron removidas cuidadosamente, con el fin de evitar daños en la raíz y fueron trasplantadas inmediatamente a sabanas inundables. Se escogieron este tipo de sabanas, dado que la humedad del suelo podría ayudar a su establecimiento, asumiendo que el requerimiento de agua para estas plantas puede ser muy alto si se encuentran expuestas a sol directo.

## Resultados

Las cuatro parcelas de vegetación de zonas inundables donde se realizó la siembra se caracterizaron por la dominancia del saladillo (*Caraipa llanorum*), con un máximo de 67 individuos por hectárea (Tabla 2). Esta especie estuvo acompañada de unos pocos individuos esparcidos en la sabana, e incluyendo individuos de chaparro (*Curatella americana*) y peralejo (*Byrsonima crassifolia*). La diversidad de las cuatro parcelas fue muy baja, incluyendo apenas entre 3 y 4 especies diferentes por hectárea. En dos de estas parcelas se sembraron plántulas en áreas donde la cobertura de árboles varió entre un 20 y un 50 % (Figura 2). Las parcelas de sabanas bien drenadas no incluyeron ningún individuo de más de 10 cm de DAP, y tan solo unos pocos individuos esparcidos de chaparro y peralejo. La cobertura de hierbas (principalmente Poaceae) fue mayor al 80 %,

excepto debajo de agrupaciones densas de saladillo. Las plantas más abundantes en las sabanas bien drenadas fueron: *Trachypogon spicatus*, *T. vestitus*, *Andropogon selloanus*, *A. leucostachyus* y *Axonopus purpusii*; mientras que las de sabanas inundables fueron: *A. anceps*, *Echinoalaena inflexa* y *Coleataenia caricoides*.

De las 200 plántulas sembradas en sabanas no inundables, únicamente el 17 % de las plántulas sobrevivió hasta los dos años y medio (última revisión). Las especies que lograron mayor número de sobrevivientes fueron *Simarouba amara*, *Tapirira guianensis*, *Caraipa llanorum*, *Acosmium nitens* y *Spondias mombin*. Las tasas de supervivencia más altas fueron *S. amara* (60 % en dos años y medio), *A. nitens* y *S. mombin* (50 %) y *Caraipa llanorum*

(40 %). Todas las especies con números altos de supervivientes están presentes en los bosques aledaños (Correa-Gómez y Stevenson 2012). *S. mombin* sería una excepción, pero igualmente es común en bosques de várzea de la Orinoquia. Al realizar un análisis de contingencia, mediante una prueba G de independencia, resulta claro que hay una asociación estadísticamente significativa ( $G = 6,52$ ,  $gl. = 1$ ,  $p = 0,011$ ), la cual indica que la probabilidad de sobrevivir es más alta para las especies que crecen en los bosques de la reserva, que para las que no han sido reportadas. Se estima que la tasa de supervivencia de las especies que se encuentran en bosques de galería aledaños fue casi del 33 %, y las de otros lugares de la Orinoquia tan solo del 12 % (Tabla 1).



**Figura 2.** Vista A) sabana inundable, B) sabana no inundable, C) sabana inundable arbolada y D) plántula sembrada.

**Tabla 1.** Plantas sembradas en sabanas no inundables en la reserva Tomogrande, Vichada, Colombia. Se incluyen nombres científicos, cantidad de individuos sembrados y sobrevivientes. La última columna indica si la especie ha sido detectada en los boques de la reserva.

Especie	N° plántulas sembradas (Jul. 2010)	Número sobrevivientes (Dic. 2013)	Presencia en Tomogrande
<i>Acosmium nitens</i>	4	2	Si
<i>Astrocaryum chambira</i>	13	1	No
<i>Attalea butyracea</i>	15	1	No
<i>Campsiandra implexicaulis</i>	1	0	No
<i>Caraipa llanorum</i>	5	2	Si
<i>Caryodendron orinocense</i>	2	0	No
<i>Chrysophyllum cainito</i>	3	0	No
<i>Enterolobium aff. timbouva</i>	3	1	No
<i>Eschweilera parvifolia</i>	1	0	Si
<i>Eugenia stipitata</i>	3	0	No
<i>Garcinia madruno</i>	3	1	Si
<i>Genipa americana</i>	12	0	Si
<i>Guarea guidonia</i>	2	0	No
<i>Hirtella cf. elongata</i>	3	1	Si
<i>Inga edulis</i>	15	0	No
<i>Licania pyrifolia</i>	1	0	No
<i>Licania sp. 2</i>	1	0	No
<i>Mabea nítida</i>	8	0	Si
<i>Macrolobium acaciifolium</i>	1	0	No
<i>Macrolobium aff. limbatum</i>	1	0	No
<i>Maprounea guianensis</i>	3	1	Si
<i>Matisia ochrocalyx</i>	1	0	No
<i>Mauritia flexuosa</i>	19	2	Si
<i>Mouriri guianensis</i>	1	0	Si
<i>Myrospermum frutescens</i>	1	0	No
Myrtaceae	1	0	No
<i>Ocotea cymbarum</i>	1	0	No
<i>Oenocarpus bacaba</i>	15	2	Si
<i>Pachira sp. 6</i>	6	0	No
<i>Perebea xanthochyma</i>	2	0	No
<i>Piranhea trifoliata</i>	3	1	No
<i>Posoqueria aff. latifolia</i>	5	0	No

Cont. **Tabla 1.** Plantas sembradas en sabanas no inundables en la reserva Tomogrande, Vichada, Colombia. Se incluyen nombres científicos, cantidad de individuos sembrados y sobrevivientes. La última columna indica si la especie ha sido detectada en los boques de la reserva.

Especie	Nº plántulas sembradas (Jul. 2010)	Número sobrevivientes (Dic. 2013)	Presencia en Tomogrande
<i>Sarcaulus brasiliensis</i>	1	0	No
<i>Simarouba amara</i>	5	3	Si
<i>Spondias mombin</i>	4	2	No
<i>Stemmadenia grandiflora</i>	1	0	No
<i>Stryphnodendron aff. microstachyum</i>	10	1	No
<i>Swartzia</i> sp.	3	1	No
<i>Tabebuia aff. ochracea</i>	2	0	No
<i>Tachigali</i> sp.	3	1	Si
<i>Talisia intermedia</i>	3	0	No
<i>Terminalia amazonia</i>	1	0	No
<i>Tetragastris panamensis</i>	1	0	Si
Indeterminadas	11	11	

**Tabla 2.** Número de individuos, área basal y DAP de especies arborescentes en parcelas de sabanas inundables.

	Parcela			
	R1	R2	R3	R4
<b>Individuos</b>	9	99	9	62
Área basal (cm <sup>2</sup> )	2.103	30.562	1.906	26.596
DAP medio (cm)	15	17	15	21
<b>Especies</b>	3	3	3	4
<i>Caraipa llanorum</i>	7	97	3	59
<i>Curatella americana</i>	1		3	
<i>Guatteria</i> sp.		1		
<i>Myrcia subsessilis</i>		1		
<i>Tachigali</i> sp.				1
<i>Licania heteromorpha</i>				1
<i>Byrsonima crassifolia</i>	1		3	1

El crecimiento de las plántulas sobrevivientes fue muy bajo. De hecho, en promedio la tasa de crecimiento relativo y su variación (altura inicial – altura final / altura inicial), en muchos de los supervivientes fue negativa. Esto ocurrió pues en varios casos las plantas se desecaron, pero lograron producir nuevas yemas en las partes bajas del tronco, decreciendo así en altura las estructuras vivas. En las sabanas bien drenadas, la principal causa de mortalidad fue justamente el marchitamiento.

La supervivencia en zonas inundables fue tan sólo de 14 % durante el primer mes de establecimiento. Las especies que mostraron un mejor establecimiento en la sabana luego del trasplante fueron *Goupia glabra*, *Xylopia aromatica* y algunos individuos de *Tapirira guianensis*. Sin embargo, estas murieron cuando el nivel de las aguas aumentó y las plántulas se vieron sujetas a la inundación. En estas parcelas, muchas de las plántulas botaron sus hojas durante el primer mes de establecimiento, y lograron rebrotar hasta la siguiente creciente de las lluvias. Ninguna de las 182 plántulas sobrevivió por más de dos años, lo que sugiere que ninguna de las especies trasplantadas desde las trochas del bosque está adaptada a las condiciones de inundación (Tabla 3).

## Discusión y conclusiones

Algunos estudios indican que buena parte de las sabanas de la Orinoquia colombiana podrían tener una vegetación arbórea continua, de acuerdo a los patrones de pluviosidad y temperatura de la región y que la presencia de sabanas dependería más de factores antrópicos relacionados con la ocurrencia de fuegos (Henriques y Hoffmann 2011). Si esto fuera cierto, es de esperarse que la supresión de fuegos podría ser la principal herramienta para facilitar el establecimiento de especies de árboles que ocurren en la región. En este trabajo, sin embargo, se encontró tanto en los tratamientos de sabanas bien drenadas, como en saladi-lales inundables, que las tasas de supervivencia fueron muy bajas a pesar de haber realizado un esfuerzo por controlar el efecto del fuego.

Las tasas bajas de establecimiento de plántulas sugiere que las condiciones climáticas son relevantes para tener éxito en planes de generación de bosques

en zonas de altillanura; en particular, la altísima mortalidad de plántulas no típicas de la región (88 % en dos años), en comparación con la alta mortalidad encontrada para las que sí están reportadas para la zona (67 %). Lo anterior sugiere que las especies presentes en la región son el resultado de adaptación a condiciones abióticas particulares y no sólo del resultado de procesos azarosos de migración y establecimiento (Hubbell 2001).

De manera similar, la alta mortalidad encontrada en períodos de inundación en las zonas bajas, sugiere que debe tenerse en cuenta especies que posean adaptaciones particulares para soportar este tipo de filtro ecológico (Parolin y Wittmann 2010). La suposición sobre la posibilidad de que especies de interior de bosques de galería podrían verse beneficiadas con la humedad del suelo en sabanas bajas no estuvo soportada por los datos, pues la mortalidad fue del 100 % y del 83 % teniendo en cuenta también sabanas bien drenadas (Tabla 1). Para sabanas inundables, la posibilidad de crecer bajo la sombra de parentales no conllevó a una alta supervivencia, probablemente por las características del drenaje. Sin embargo, no se descarta que para sabanas bien drenadas, la presencia de otras plantas o de especies nodrizas puede ser adecuado para que logren establecerse especies típicas de bosques de galería sobre las sabanas.

Las especies que tuvieron el mayor éxito fueron en su mayoría especies presentes en la zona o especies que crecen bien en condiciones de abundante irradiación, como es el caso de los hobos (*Spondias mombin*) (Stevenson 2007). Las otras especies con relativo éxito de supervivencia fueron quienes regeneran de manera abundante en bordes de bosque de galería, y por lo tanto, también parecen estar adaptadas a condiciones de alta luminosidad y alto potencial de pérdida de agua en la altillanura colombiana (Stevenson, observaciones personales). Por lo tanto, los resultados aquí obtenidos son consistentes con la idea de que las sabanas de la Orinoquia tienen una larga historia (Behling y Hooghiemstra 1999), durante la cual las poblaciones de árboles han desarrollado adaptaciones a ambientes particulares.

**Tabla 3.** Especies utilizadas en la forestación de sabanas inundables. Las siglas corresponden a morfoespecies.

<b>Especie</b>	<b>Familia</b>	<b>Número</b>
<i>Bocageopsis multiflora</i>	Annonaceae	1
<i>Clarisia racemosa</i>	Moraceae	2
<i>Cupania cf. scrobiculata</i>	Sapindaceae	1
<i>Goupia glabra</i>	Goupiaceae	8
<i>Guatteria cf. foliosa</i>	Annonaceae	11
<i>Inga cf. alba</i>	Fabaceae	7
<i>Inga</i> sp. MR	Fabaceae	3
<i>Inga</i> sp. Peq	Fabaceae	1
<i>Inga</i> sp. RA	Fabaceae	7
<i>Inga</i> sp. SD	Fabaceae	2
<i>Irianthera laevis</i>	Myristicaceae	5
<i>Lauraceae</i>	Lauraceae	1
<i>Laurel alargado</i>	Lauraceae	1
<i>Licania subarachnophylla</i>	Chrysobalanaceae	1
<i>Maprounea guianensis</i>	Euphorbiaceae	1
<i>Melastomataceae</i>	Melastomataceae	3
<i>Miconia cf. punctata</i>	Melastomataceae	1
<i>Ocotea</i> sp.	Lauraceae	1
<i>Oenocarpus bataua</i>	Arecaceae	12
<i>Pourouma aurea</i>	Urticaceae	3
<i>Pourouma bicolor</i>	Urticaceae	1
<i>Pseudolmedia laevis</i>	Moraceae	2
<i>Simarouba amara</i>	Simaroubaceae	7
<i>Tapirira guianensis</i>	Anacardiaceae	28
<i>Tetragastris</i> sp.	Burseraceae	2
<i>Virola cf. elongata</i>	Myristicaceae	5
<i>Virola sebifera</i>	Myristicaceae	1
<i>Vismia cf. minutiflora</i>	Hypericaceae	1
<i>Xylopia aromatica</i>	Annonaceae	23
<b>Indeterminados</b>		<b>38</b>

Dado que la causa de muerte más común para las plántulas sembradas en la sabana bien drenada fue el marchitamiento, se recomienda que en futuros trabajos de forestación o restauración se debe procurar que las plántulas puedan superar la barrera de la desecación. Las sabanas bien drenadas no tienen períodos de más de un día de inundación (se pueden inundar parcialmente durante una gran lluvia), pero en épocas secas se genera un alto estrés hídrico para las plantas, que pareció ser la principal causa de mortalidad. A pesar de que otros autores han resaltado que la competencia con pastos (Hanan y Lehmann 2010) y la escasez de nutrientes en este tipo de sabanas (Medina y Silva 1990) son factores importantes en el establecimiento de plántulas de árboles, se considera que la aplicación de plantas nodriza y especialmente el suministro de agua son claves para el éxito de establecimiento en sabanas.

De este proyecto piloto, las principales conclusiones indican que los planes de forestación de las sabanas del Orinoco deben tener en cuenta especies adaptadas a ambientes particulares. Aunque se considera que el proyecto fue poco exitoso, esperamos que la experiencia pueda aportar para futuros trabajos de forestación en este tipo de ecosistemas, dado que es muy poco lo que se ha publicado al respecto (Mendez *et al.* 2012). A partir de esta experiencia, se sugiere que la principal barrera para el establecimiento (una vez controlado el fuego), parece ser la posibilidad de marchitamiento por falta de agua o el exceso de ella en sabanas inundables. Se cree que futuros trabajos deben incluir suministro de agua en períodos de escasez o disminución de la radiación por medio de especies nodriza, propias de la región.

### Agradecimientos

Queremos agradecer a Nelson Galvis, María Fernanda Torres, Sofía Argüello y David Góngora por su colaboración en el trabajo de campo. También a John y Luz Dary, por la colaboración manteniendo los guarda-rayas. A Francisco Castro por el aporte del material vegetal, por sus determinaciones y por los comentarios sobre el documento final. Este estudio fue financiado por un proyecto semilla de la Facultad de Ciencias de la Universidad de Los Andes.

### Bibliografía

- Bazzaz, F. A. y S. T. A. Pickett. 1980. Physiological ecology of tropical succession: a comparative review. *Annual review of ecology and systematics* 11: 287-310.
- Behling, H. y H. Hooghiemstra. 1999. Environmental history of the Colombian savannas of the Llanos Orientales since the Last Glacial Maximum from lake records El Pinal and Carimagua. *Journal of Paleolimnology* 21: 461-476.
- Bonan, G. B. 2008. Forests and climate change: Forcings, feedbacks, and the climate benefits of forests. *Science* 320 (5882): 1444-1449.
- Castro-Lima, F., R. Antelo-Albertos, P. R. Stevenson y M. González-Caballero. 2016. Ecosistemas estratégicos. Pp: 33-56. *En*: Trujillo, F., R. Antelo y S. Usma (Ed). Biodiversidad de la cuenca baja y media del río Meta. Fundación Omacha, Fundación Palmarito y WWF. Bogotá.
- Correa-Gomez, D. F. y P. R. Stevenson. 2010. Estructura y diversidad de bosques de galería de una sabana estacional de los llanos orientales colombianos (Reserva Tomo Grande, Vichada). *Revista Orinoquia* 14 (1): 31-48.
- Duncan, S. y C. Chapman. 2002. Limitations of animal seed dispersal for enhancing forest succession on degraded lands. Pp: 437-450. *En*: Levey, D., W. Silva y M. Galetti. (Ed.). Seed Dispersal and Frugivory: Ecology, Evolution and Conservation. CAB International, Wallingford, UK.
- Foley, J. A., R. Defries, G. P. Asner, C. Barford, G. Bonan, S. R. Carpenter, F. S. Chapin, M. T. Coe, G. C. Daily, H. K. Gibbs, J. H. Helkowski, T. Holloway, E. A. Howard, C. J. Kucharik, C. Monfreda, J. A. Patz, I. C. Prentice, N. Ramankutty y P. Snyder. 2005. Global consequences of land use. *Science* 309 (5734): 570-574.
- Hanan, N. y C. Lehmann. 2010. Tree-Grass Interactions in Savannas: Paradigms, Contradictions, and Conceptual Models. Taylor and Francis Group: Boca Raton, FL, USA. 56 pp.
- Henriques, R. P. B. y W. A. Hoffmann. 2011. Tree increase in fire-protected cerrado savanna: dynamics and implications to disequilibrium hypothesis. Abstract. ATBC & SCB Africa, meeting program Arusha, Tanzania. 74 pp.
- Holl, K., M. Loik, E. Lin e I. Samuels. 2000. Tropical Montane Forest Restoration in Costa Rica: Overcoming Barriers to Dispersal and Establishment. *Restoration Ecology* 8 (4): 339-349.
- Howe, H. F. 1995. Succession and fire season in experimental prairie plantings. *Ecology* 76 (6): 1917-1925.
- Karl, T. R. y K. E. Trenberth. 2003. Modern global climate change. *Science* 302 (5651): 1719-1723.
- Lamb, D. 1998. Large-scale ecological restoration of degraded tropical forest lands: The potential role of timber plantations. *Restoration Ecology* 6 (3): 271-279.

- Lugo, A. 1997. The Apparent Paradox or Reestablishing Species Richness on Degraded Lands on Tree Monocultures. *Forest Ecology and Management* 99: 9-19.
- Medina, E. y J. F. Silva. 1990. Savannas of northern South America: a steady state regulated by water-fire interactions on a background of low nutrient availability. *Journal of Biogeography* 17: 403-413.
- Méndez, F. F., Y. K. C. Martínez y M. B. Sarmiento. 2012. Biodiversidad vegetal asociada a plantaciones forestales de *Pinus caribaea* Morelet y *Eucalyptus pellita* F. Muell establecidas en Villanueva, Casanare, Colombia. *Revista Facultad Nacional de Agronomía, Medellín* 65 (2): 6749-6764.
- Meehl, G. A., W. M. Washington, W. D. Collins, J. M. Arblaster, A. X. Hu, L. E. Buja, W. G. Strand y H. Y. Teng. 2005. How much more global warming and sea level rise? *Science* 307 (5716): 1769-1772.
- Murcia, C. 1997. Evaluation of Andean Alder as a catalyst for the recovery of tropical cloud forests in Colombia. *Forest Ecology and Management* 99: 163-170.
- Nemani, R. R., C. D. Keeling, H. Hashimoto, W. M. Jolly, S. C. Piper, C. J. Tucker, R. B. Myneni y S. W. Running. 2003. Climate-driven increases in global terrestrial net primary production from 1982 to 1999. *Science* 300 (5625): 1560-1563.
- Parolin, P. y F. Wittmann. 2010. Struggle in the flood: tree responses to flooding stress in four tropical floodplain systems. *AoB plants*: plq003. doi: 10.1093/aobpla/plq003.
- Parrota, J., J. Turnbull y N. Jones. 1997. Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest Ecology and Management* 99: 1-7.
- Romero, M., G. Galindo, J. Otero y D. Armenteras. 2004. Ecosistemas de la cuenca del Orinoco colombiano. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá. Colombia. 189 pp.
- Romero-Ruiz, M., A. Etter, A. Sarmiento y K. Tansey. 2010. Spatial and temporal variability of fires in relation to ecosystems, land tenure and rainfall in savannas of northern South America. *Global Change Biology* 16: 2013-2023. doi: 10.1111/j.1365-2486.2009.02081.x
- Silva, I. A. y M. A. Batalha. 2010. Phylogenetic structure of Brazilian savannas under different fire regimes. *Journal of Vegetation Science* 21 (6): 1003-1013.
- Stevenson, P. R. 2007. A test of the escape and colonization hypotheses for zoochorous tree species in a Western Amazonian forest. *Plant Ecology* 190 (2): 245-258.
- Stevenson, P. R. 2011. The abundance of large ateline monkeys is positively associated with the diversity of plants regenerating in Neotropical Forests. *Biotropica* 43 (4): 512-519.

Pablo R. Stevenson

Universidad de Los Andes,  
Facultad de Ciencias,  
Laboratorio de Ecología de Bosques Tropicales y Primatología,  
Centro de Investigaciones Ecológicas La Macarena  
Bogotá, Colombia  
pstevens@uniandes.edu.co

Mónica A. Ramírez

Universidad de Los Andes,  
Facultad de Ciencias,  
Laboratorio de Ecología de Bosques Tropicales y Primatología,  
Centro de Investigaciones Ecológicas La Macarena  
Bogotá, Colombia  
ma.ramirez1101@uniandes.edu.co

Luisa F. Casas

Universidad de Los Andes,  
Facultad de Ciencias,  
Laboratorio de Ecología de Bosques Tropicales y Primatología,  
Centro de Investigaciones Ecológicas La Macarena  
Bogotá, Colombia  
lfcasascaro@gmail.com

Francisco Henao-Díaz

Universidad de Los Andes,  
Facultad de Ciencias,  
Laboratorio de Ecología de Bosques Tropicales y Primatología,  
Centro de Investigaciones Ecológicas La Macarena  
Bogotá, Colombia  
lf.henao28@uniandes.edu.co

Forestación de bosques en sabanas de la altillanura colombiana: relevancia de las condiciones ambientales para el establecimiento de plántulas

**Citación del artículo:** Stevenson, P. R., M. A. Ramírez, L. F. Casas y F. Henao-Díaz. 2017. Forestación de bosques en sabanas de la altillanura colombiana: relevancia de las condiciones ambientales para el establecimiento de plántulas. *Biota Colombiana* 18 (Suplemento 1): 99-109. DOI: 10.21068/c2017.v18s01a06

Recibido: 23 de agosto de 2014

Aprobado: 31 de enero de 2017

# Guía para autores

(humboldt.org.co/es/biblioteca/publicaciones/biota)

## Preparación del manuscrito

El envío de un manuscrito implica la declaración explícita por parte del autor(es) de que este no ha sido previamente publicado, ni aceptado para su publicación en otra revista u otro órgano de difusión científica. Todas las contribuciones son de la entera responsabilidad de sus autores y no del Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, ni de la revista o sus editores.

Los trabajos pueden estar escritos en español, inglés o portugués, y se recomienda que no excedan las 40 páginas (párrafo espaciado a 1,5 líneas) incluyendo tablas, figuras y anexos. En casos especiales el editor podrá considerar la publicación de trabajos más extensos, monografías o actas de congresos, talleres o simposios. De particular interés para la revista son las descripciones de especies nuevas para la ciencia, nuevos registros geográficos y listados de la biodiversidad regional.

Para la elaboración de los textos del manuscrito se puede usar cualquier procesador de palabras (preferiblemente Word); los listados (a manera de tabla) deben ser elaborados en una hoja de cálculo (preferiblemente Excel). Para someter un manuscrito es necesario además anexar una carta de intención en la que se indique claramente:

1. Nombre completo del (los) autor (es), y direcciones para envío de correspondencia (es indispensable suministrar una dirección de correo electrónico para comunicación directa).
2. Título completo del manuscrito.
3. Nombres, tamaños y tipos de archivos suministrados.
4. Lista mínimo de tres revisores sugeridos que puedan evaluar el manuscrito, con sus respectivas direcciones electrónicas.

## Evaluación del manuscrito

Los manuscritos sometidos serán revisados por pares científicos calificados, cuya respuesta final de evaluación puede ser: a) *aceptado* (en cuyo caso se asume que no existe ningún cambio, omisión o adición al artículo, y que se recomienda su publicación en la forma actualmente presentada); b) *aceptación condicional* (se acepta y recomienda el artículo para su publicación solo si se realizan los cambios indicados por el evaluador); y c) *rechazo* (cuando el evaluador considera que los contenidos o forma de presentación del artículo no se ajustan a los requerimientos y estándares de calidad de *Biota Colombiana*).

## Texto

- Para la presentación del manuscrito configure las páginas de la siguiente manera: hoja tamaño carta, márgenes de 2,5 cm en todos los lados, interlineado 1,5 y alineación hacia la izquierda (incluyendo título y bibliografía).
- Todas las páginas de texto (a excepción de la primera correspondiente al título), deben numerarse en la parte inferior derecha de la hoja.

- Use letra Times New Roman o Arial, tamaño 12 puntos en todos los textos. Máximo 40 páginas, incluyendo tablas, figuras y anexos. Para tablas cambie el tamaño de la fuente a 10 puntos. Evite el uso de negritas o subrayados.
- Los manuscritos debe llevar el siguiente orden: título, resumen y palabras clave, abstract y key words, introducción, material y métodos, resultados, discusión, conclusiones (optativo), agradecimientos (optativo) y bibliografía. Seguidamente, presente una página con la lista de tablas, figuras y anexos. Finalmente, incluya las tablas, figuras y anexos en archivos separadas, debidamente identificadas.
- Escriba los nombres científicos de géneros, especies y subespecies en *cursiva* (itálica). Proceda de la misma forma con los términos en latín (p. e. *sensu, et al.*). No subraye ninguna otra palabra o título. No utilice notas al pie de página.
- En cuanto a las abreviaturas y sistema métrico decimal, utilice las normas del Sistema Internacional de Unidades (SI) recordando que siempre se debe dejar un espacio libre entre el valor numérico y la unidad de medida (p. e. 16 km, 23 °C). Para medidas relativas como m/seg., use m.seg<sup>-1</sup>.
- Escriba los números del uno al diez siempre con letras, excepto cuando preceden a una unidad de medida (p. e. 9 cm) o si se utilizan como marcadores (p. e. parcela 2, muestra 7).
- No utilice punto para separar los millares, millones, etc. Utilice la coma para separar en la cifra la parte entera de la decimal (p. e. 3,1416). Enumere las horas del día de 0:00 a 24:00.
- Expresé los años con todas las cifras sin demarcadores de miles (p. e. 1996-1998). En español los nombres de los meses y días (enero, julio, sábado, lunes) siempre se escriben con la primera letra minúscula, no así en inglés.
- Los puntos cardinales (norte, sur, este y oeste) siempre deben ser escritos en minúscula, a excepción de sus abreviaturas N, S, E, O (en inglés W), etc. La indicación correcta de coordenadas geográficas es como sigue: 02°37'53"N-56°28'53"W. La altitud geográfica se citará como se expresa a continuación: 1180 m s.n.m. (en inglés 1180 m a.s.l.).
- Las abreviaturas se explican únicamente la primera vez que son usadas.
- Al citar las referencias en el texto mencione los apellidos de los autores en caso de que sean uno o dos, y el apellido del primero seguido por *et al.* cuando sean tres o más. Si menciona varias referencias, éstas deben ser ordenadas cronológicamente y separadas por comas (p. e. Rojas 1978, Bailey *et al.* 1983, Sephton 2001, 2001).
- RESUMEN: incluya un resumen de máximo 200 palabras, tanto en español o portugués como inglés.
- PALABRAS CLAVE: máximo seis palabras clave, preferiblemente complementarias al título del artículo, en español e inglés.

**Agradecimientos**

Opcional. Párrafo sencillo y conciso entre el texto y la bibliografía. Evite títulos como Dr., Lic., TSU, etc.

**Fotografías, figuras, tablas y anexos**

Refiera las figuras (gráficas, diagramas, ilustraciones y fotografías) sin abreviación (p. e. Figura 3) al igual que las tablas (p. e. Tabla 1). Gráficos (p. e. CPUE anuales) y figuras (histogramas de tallas), preferiblemente en blanco y negro, con tipo y tamaño de letra uniforme. Deben ser nítidas y de buena calidad, evitando complejidades innecesarias (por ejemplo, tridimensionalidad en gráficos de barras); cuando sea posible use solo colores sólidos en lugar de tramas. Las letras, números o símbolos de las figuras deben ser de un tamaño adecuado de manera que sean claramente legibles una vez reducidas. Para el caso de las fotografías y figuras digitales es necesario que estas sean guardadas como formato tiff con una resolución de 300 dpi. Es oportuno que indique en qué parte del texto desea insertarla.

Lo mismo aplica para las tablas y anexos, los cuales deben ser simples en su estructura (marcos) y estar unificados. Presente las tablas en archivo aparte (Excel), identificadas con su respectivo número. Haga las llamadas a pie de página de tabla con letras ubicadas como superíndice. Evite tablas grandes sobrecargadas de información y líneas divisorias o presentadas en forma compleja. Es oportuno que indique en qué parte del texto desea insertar tablas y anexos.

**Bibliografía**

Contiene únicamente la lista de las referencias citadas en el texto. Ordénelas alfabéticamente por autores y cronológicamente para un mismo autor. Si hay varias referencias de un mismo autor(es) en el mismo año, añada las letras a, b, c, etc. No abrevie los nombres de las revistas. Presente las referencias en el formato anexo, incluyendo el uso de espacios, comas, puntos, mayúsculas, etc.

**ARTÍCULO EN REVISTAS**

Agosti, D., C. R. Brandao y S. Diniz. 1999. The new world species of the subfamily Leptanilloidinae (Hymenoptera: Formicidae). *Systematic Entomology* 24: 14-20.

**LIBROS, TESIS E INFORMES TÉCNICOS**

*Libros:* Gutiérrez, F. P. 2010. Los recursos hidrobiológicos y pesqueros en Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, D. C., 118 pp.

*Tesis:* Cipamocha, C. A. 2002. Caracterización de especies y evaluación trófica de la subienda de peces en el raudal Chorro de Córdoba, bajo río Caquetá, Amazonas, Colombia. Trabajo de grado. Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Ciencias, Departamento de Biología. Bogotá D. C., 160 pp.

*Informes técnicos:* Andrade, G. I. 2010. Gestión del conocimiento para la gestión de la biodiversidad: bases conceptuales y propuesta programática para la reingeniería del Instituto Humboldt. Informe Técnico. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá D. C., 80 pp.

*Capítulo en libro o en informe:* Fernández F., E. E. Palacio y W. P. MacKay. 1996. Introducción al estudio de las hormigas (Hymenoptera: Formicidae) de Colombia. Pp: 349-412. *En:* Amat, G. D., G. Andrade y F. Fernández (Eds.). *Insectos de Colombia*. Estudios Escogidos. Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales & Centro Editorial Javeriano, Bogotá.

*Resumen en congreso, simposio, talleres:* Señaris, J. C. 2001. Distribución geográfica y utilización del hábitat de las ranas de cristal (Anura; Centrolenidae) en Venezuela. *En:* Programa y Libro de Resúmenes del IV Congreso Venezolano de Ecología. Mérida, Venezuela, p. 124.

**PÁGINAS WEB**

No serán incluidas en la bibliografía, sino que se señalarán claramente en el texto al momento de mencionarlas.

---

## **Guidelines for authors**

([humboldt.org.co/es/biblioteca/publicaciones/biota](http://humboldt.org.co/es/biblioteca/publicaciones/biota))

---

**Manuscript preparation**

Submitting a manuscript implies the explicit statement by the author(s) that the paper has not been published before nor accepted for publication in another journal or other means of scientific diffusion. Contributions are entire responsibility of the author and not the Alexander von Humboldt Institute for Research on Biological Resources, or the journal and their editors.

Papers can be written in Spanish, English or Portuguese and it is recommended not exceeding 40 pages (with paragraphs spaced at 1,5) including tables, figures and Annex. For special cases, the editor could consider publishing more extensive papers, monographs or symposium conclusions. New species descriptions for science, new geographic records and regional biodiversity lists are of particular interest for this journal.

Any word-processor program may be used for the text (Word is recommended). taxonomic list or any other type of table, should be prepared in spreadsheet application (Excel is recommended). To submit a manuscript must be accompanied by a cover letter which clearly indicate s:

1. Full names, mailing addresses and e-mail addresses of all authors. (Please note that email addresses are essential to direct communication).
2. The complete title of the article.
3. Names, sizes, and types of files provide.
4. A list of the names and addresses of at least three (3) reviewers who are qualified to evaluate the manuscript.

### Evaluation

Submitted manuscript will have a peer review evaluation. Resulting in any of the following: a) *accepted* (in this case we assume that no change, omission or addition to the article is required and it will be published as presented.); b) *conditional acceptance* (the article is accepted and recommended to be published but it needs to be corrected as indicated by the reviewer); and c) *rejected* (when the reviewer considers that the contents and/or form of the paper are not in accordance with requirements of publication standards of *Biota Colombiana*).

### Text

- The manuscript specifications should be the following: standard letter size paper, with 2.5 cm margins on all sides, 1.5-spaced and left-aligned (including title and bibliography).
- All text pages (with the exception of the title page) should be numbered. Pages should be numbered in the lower right corner.
- Use Times New Roman or Arial font, size 12, for all texts. Use size 10 text in tables. Avoid the use of bold or underlining. 40 pages maximum, including tables, figures and annex. For tables use size 10 Times New Roman or Arial Font (the one used earlier).
- The manuscripts must be completed with the following order: title, abstract and key words, then in Spanish Título, Resumen y Palabras claves. Introduction, Materials and Methods, Results, Discussion, conclusions (optional), acknowledgements (optional) and bibliography. Following include a page with the Table, Figure and Annex list. Finally tables, figures and annex should be presented and clearly identified in separate tables.
- Scientific names of genera, species and subspecies should be written in italic. The same goes for Latin technical terms (i.e sensu, *et al.*). Avoid the use of underlining any word or title. Do not use footnotes.
- As for abbreviations and the metric system, use the standards of the International System of Units (SI) remembering that there should always be a space between the numeric value and the measure unit (e.g., 16 km, 23 °C). For relative measures such as m/sec, use m.sec<sup>-1</sup>.
- Write out numbers between one to ten in letters except when it precedes a measure unit (e.g., 9 cm) or if it is used as a marker (e.g., lot 9, sample 7).
- Do not use a point to separate thousands, millions, etc. Use a comma to separate the whole part of the decimal (e.g., 3,1416). Numerate the hours of the from 0:00 to 24:00. Express years with all numbers and without marking thousands (e.g., 1996-1998). In Spanish, the names of the months and days (enero, julio, sábado, lunes) are always written with the first letter as a lower case, but it is not this way in English.
- The cardinal points (north, south, east, and west) should always be written in lower case, with the exception of abbreviations N, S, E, O (in English NW), etc. The correct indication of geographic coordinates is as follows: 02°37'53"N-56°28'53"W. The geographic altitude should be cited as follows: 1180 m a.s.l.
- Abbreviations are explained only the first time they are used.

- When quoting references in the text mentioned author's last names when they are one or two, and et al. after the last name of the first author when there are three or more. If you mention many references, they should be in chronological order and separated by commas (e.g., Rojas 1978, Bailey *et al.* 1983, Sephton 2001, 2001).
- ABSTRACT: include an abstract of 200 words maximum, in Spanish, Portuguese or English.
- KEY WORDS: six key words maximum, complementary to the title.

### Pictures, Figures, Tables and Annex

- Figures (graphics, diagrams, illustrations and photographs) without abbreviation (e.g. Figure 3) the same as tables (e.g., Table 1). Graphics and figures should be in black and white, with uniform font type and size. They should be sharp and of good quality, avoiding unnecessary complexities (e.g., three dimensions graphics). When possible use solid color instead of other schemes. The words, numbers or symbols of figures should be of an adequate size so they are readable once reduced. Digital figures must be sent at 300 dpi and in .tiff format. Please indicate in which part of the text you would like to include it.
- The same applies to tables and annexes, which should be simple in structure (frames) and be unified. Present tables in a separate file (Excel), identified with their respective number. Make calls to table footnotes with superscript letters above. Avoid large tables of information overload and fault lines or presented in a complex way. It is appropriate to indicate where in the text to insert tables and annexes.

### Bibliography

References in bibliography contains only the list of references cited in the text. Sort them alphabetically by authors and chronologically by the same author. If there are several references by the same author(s) in the same year, add letters a, b, c, etc. Do not abbreviate journal names. Present references in the attached format, including the use of spaces, commas, periodss, capital letters, etc.

#### JOURNAL ARTICLE

Agosti, D., C. R. Brandao y S. Diniz. 1999. The new world species of the subfamily Leptanilloidinae (Hymenoptera: Formicidae). *Systematic Entomology* 24: 14-20.

#### BOOK, THESIS, TECHNICAL REVIEWS

*Book:* Gutiérrez, F. P. 2010. Los recursos hidrobiológicos y pesqueros en Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, D. C. 118 pp.

*Thesis:* Cipamocha, C. A. 2002. Caracterización de especies y evaluación trófica de la subienda de peces en el raudal Chorro de Córdoba, bajo río Caquetá, Amazonas, Colombia. Trabajo de grado. Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Ciencias, Departamento de Biología. Bogotá D. C. 160 pp.

*Technical reviews:* Andrade, G. I. 2010. Gestión del conocimiento para la gestión de la biodiversidad: bases conceptuales y propuesta programática para la reingeniería del Instituto Humboldt. Informe

Técnico. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá D. C. 80 pp.

*Book chapter or in review:* Fernández F., E. E. Palacio y W. P. MacKay. 1996. Introducción al estudio de las hormigas (Hymenoptera: Formicidae) de Colombia. Pp: 349-412. *En:* Amat, G. D., G. Andrade y F. Fernández (Eds.). *Insectos de Colombia. Estudios Escogidos.* Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales & Centro Editorial Javeriano, Bogotá.

*Symposium abstract:* Señaris, J. C. 2001. Distribución geográfica y utilización del hábitat de las ranas de cristal (Anura; Centrolenidae) en Venezuela. *En:* Programa y Libro de Resúmenes del IV Congreso Venezolano de Ecología. Mérida, Venezuela, p. 124.

#### WEB PAGES

Not be included in the literature, but clearly identified in the text at the time of mention.

---

## Guía para autores - Artículos de Datos

[www.humboldt.org.co/es/bibliotecaypublicaciones/biota-biotacol@humboldt.org.co](http://www.humboldt.org.co/es/bibliotecaypublicaciones/biota-biotacol@humboldt.org.co)

[www.sibcolombia.net](http://www.sibcolombia.net) - [sib+iac@humboldt.org.co](mailto:sib+iac@humboldt.org.co)

---

El objetivo de esta guía es establecer y explicar los pasos necesarios para la elaboración de un manuscrito con el potencial de convertirse en artículo de datos para ser publicado en la revista *Biota Colombiana*. En esta guía se incluyen aspectos relacionados con la preparación de datos y el manuscrito.

### ¿Qué es un artículo de datos?

Un artículo de datos o *Data Paper* es un tipo de publicación académica que ha surgido como mecanismo para incentivar la publicación de datos sobre biodiversidad, a la vez que es un medio para generar reconocimiento académico y profesional adecuado a todas las personas que intervienen de una manera u otra en la gestión de información sobre biodiversidad.

Los artículos de datos contienen las secciones básicas de un artículo científico tradicional. Sin embargo, estas se estructuran de acuerdo a un estándar internacional para metadatos (información que le da contexto a los datos) conocido como el *GBIF Metadata Profile* (GMP)<sup>1</sup>. La estructuración del manuscrito con base en este estándar se da, en primer lugar, para facilitar que la comunidad de autores que publican conjuntos de datos a nivel global, con presencia en redes como la *Global Biodiversity Information Facility* (GBIF) y otras redes relacionadas, puedan publicar fácilmente artículos de datos obteniendo el reconocimiento adecuado a su labor. En segundo lugar, para estimular que los autores de este tipo de conjuntos de datos que aún no han publicado en estas redes de información global, tengan los estímulos necesarios para hacerlo.

Un artículo de datos debe describir de la mejor manera posible el quién, qué, dónde, cuándo, por qué y cómo de la toma y almacenamiento de los datos, sin llegar a convertirse en el medio para realizar un análisis exhaustivo de los mismos, como sucede

en otro tipo de publicaciones académicas. Para profundizar en este modelo de publicación se recomienda consultar a Chavan y Penev (2011)<sup>2</sup>.

### ¿Qué manuscritos pueden llegar a ser artículos de datos?

Manuscritos que describan conjuntos de datos primarios y originales que contengan registros biológicos (captura de datos de la presencia de un(os) organismo(s) en un lugar y tiempo determinados); información asociada a ejemplares de colecciones biológicas; listados temáticos o geográficos de especies; datos genómicos y todos aquellos datos que sean susceptibles de ser estructurados con el estándar *Darwin Core*<sup>3</sup> (DwC). Este estándar es utilizado dentro de la comunidad de autores que publican conjuntos de datos sobre biodiversidad para estructurar los datos y de esta manera poder consolidarlos e integrarlos desde diferentes fuentes a nivel global. No se recomienda someter manuscritos que describan conjuntos de datos secundarios, como por ejemplo compilaciones de registros biológicos desde fuentes secundarias (p.e. literatura o compilaciones de registros ya publicados en redes como GBIF o IABIN).

### Preparación de los datos

Como se mencionó anteriormente los datos sometidos dentro de este proceso deben ser estructurados en el estándar DwC. Para facilitar su estructuración, el Sistema de Información sobre Biodiversidad de Colombia (SiB Colombia), ha creado dos plantillas en Excel, una para registros biológicos y otra para listas de especies. Lea y siga detenidamente las instrucciones de las plantillas para la estructuración de los datos a publicar. Para cualquier duda sobre el proceso de estructuración de estos datos por favor contactar al equipo coordinador del SiB Colombia (EC-SiB) en [sib+iac@humboldt.org.co](mailto:sib+iac@humboldt.org.co).

<sup>1</sup> Wiecek, J. 2011. Perfil de Metadatos de GBIF: una guía de referencia rápida. *En:* Wiecek, J. *The GBIF Integrated Publishing Toolkit User Manual*, version 2.0. Traducido y adaptado del inglés por D. Escobar. Sistema de Información sobre Biodiversidad de Colombia, Bogotá D.C., Colombia, 23p. Disponible en <http://www.sibcolombia.net/repositorio-de-documentos>.

<sup>2</sup> Chavan, V. y L. Penev. 2011. The data paper: The mechanism to incentivize data publishing in biodiversity science. *BMC Bioinformatics* 12 (Suppl 15): S2.

<sup>3</sup> TDWG. 2011. *Darwin Core*: una guía de referencia rápida. (Versión original producida por TDWG, traducida al idioma español por Escobar, D.; versión 2.0). Bogotá: SiB Colombia, 33 pp. Disponible en <http://www.sibcolombia.net/repositorio-de-documentos>

## Preparación del manuscrito

Para facilitar la creación y estructuración del manuscrito en el estándar GMP, se cuenta con la ayuda de un editor electrónico (<http://ipt.sibcolombia.net/biota>) que guiará al autor en dicho proceso y que finalmente generará una primera versión del manuscrito. Se recomienda el uso del manual GMP, como una guía de la información a incluir en cada sección del manuscrito, junto con el anexo 1.

Pasos a seguir para la elaboración del manuscrito:

1. Solicite al correo [sib+iac@humboldt.org.co](mailto:sib+iac@humboldt.org.co) el acceso al editor electrónico. El EC-SiB le asignará un usuario y contraseña.
2. Ingrese con su usuario y contraseña al editor electrónico, luego diríjase a la pestaña *Gestión de recursos* y cree un nuevo recurso asignando un nombre corto a su manuscrito usando el formato "AcronimoDeLaInstitucion\_año\_tipoDeConjuntoDeDatos", p.e. ABC\_2010\_avestinije y dar clic en el botón crear.
3. En la vista general del editor seleccione "editar" en la pestaña *Metadatos* (por favor, no manipule ningún otro elemento), allí encontrará diferentes secciones (panel derecho) que lo guiarán en la creación de su manuscrito. Guarde los cambios al finalizar cada sección, de lo contrario perderá la información. Recuerde usar el manual GMP. A continuación se presentan algunas recomendaciones para la construcción del manuscrito. Las secciones se indican en MAYUSCULAS y los elementos de dichas secciones en **negrilla**.
  - En PARTES ASOCIADAS incluya únicamente aquellas personas que no haya incluido en INFORMACIÓN BÁSICA.
  - Los DATOS DEL PROYECTO y DATOS DE LA COLECCIÓN son opcionales según el tipo de datos. En caso de usar dichas secciones amplíe o complemente información ya suministrada, p. ej. no repita información de la **descripción** (COBERTURA GEOGRÁFICA) en la **descripción del área de estudio** (DATOS DEL PROYECTO).
  - De igual manera, en los MÉTODOS DE MUESTREO, debe ampliar o complementar información, no repetirla. La información del **área de estudio** debe dar un contexto específico a la metodología de muestreo.
  - Es indispensable documentar el **control de calidad** en MÉTODOS DE MUESTREO. Acá se debe describir que herramientas o protocolos se utilizaron para garantizar

la calidad y coherencia de los datos estructurados con el estándar D<sub>WC</sub>.

- Para crear la **referencia del recurso**, en la sección REFERENCIAS, utilice uno de los dos formatos propuestos (Anexo 2). No llene el **identificador de la referencia**, este será suministrado posteriormente por el EC-SiB.
  - Para incluir la bibliografía del manuscrito en **referencias**, ingrese cada una de las citas de manera individual, añadiendo una nueva referencia cada vez haciendo clic en la esquina inferior izquierda.
4. Rectifique que el formato de la información suministrada cumpla con los lineamientos de la revista (p. ej. abreviaturas, unidades, formato de números etc.) en la Guía general para autores de *Biota Colombiana*.
  5. Una vez incluida y verificada toda la información en el editor electrónico notifique al EC-SiB al correo electrónico [sib+iac@humboldt.org.co](mailto:sib+iac@humboldt.org.co), indicando que ha finalizado la edición del manuscrito. Adicionalmente adjunte la plantilla de Excel con los datos estructurados (elimine todas las columnas que no utilizó). El EC-SiB realizará correcciones y recomendaciones finales acerca de la estructuración de los datos y dará las instrucciones finales para que usted proceda a someter el artículo.

## Someter el manuscrito

Una vez haya terminado la edición de su manuscrito y recibido las instrucciones por parte del EC-SiB, envíe una carta al correo electrónico [biotacol@humboldt.org.co](mailto:biotacol@humboldt.org.co) para someter su artículo, siguiendo las instrucciones en la Guía general para autores de *Biota Colombiana*.

Recuerde adjuntar:

- Plantilla de Excel con la última versión de los datos revisada por el EC-SiB.
- Documento de Word con las figuras y tablas seguidas de una lista las mismas.

Cuando finalice el proceso, sus datos se harán públicos y de libre acceso en los portales de datos del SiB Colombia y GBIF. Esto permitirá que sus datos estén disponibles para una audiencia nacional e internacional, manteniendo siempre el crédito para los autores e instituciones asociadas.

**Anexo 1.** Estructura base de un artículo de datos y su correspondencia con el editor electrónico basado en el GMP.

SECCIÓN/SUBSECCIÓN	CORRESPONDENCIA CON LOS ELEMENTOS DEL EDITOR ELECTRÓNICO
TÍTULO	Derivado del elemento <b>título</b> .
AUTORES	Derivado de los elementos <b>creador del recurso, proveedor de los metadatos y partes asociadas</b> .
AFILIACIONES	Derivado de los elementos <b>creador del recurso, proveedor de los metadatos y partes asociadas</b> . De estos elementos, la combinación de <b>organización, dirección, código postal, ciudad, país y correo electrónico</b> , constituyen la afiliación.
AUTOR DE CONTACTO	Derivado de los elementos <b>creador del recurso</b> y proveedor de los metadatos.
CITACIÓN	Para uso de los editores.
CITACIÓN DE LE RECURSO	Derivada del elemento <b>referencia del recurso</b> .
RESUMEN	Derivado del elemento <b>resumen</b> . Máximo 200 palabras.
PALABRAS CLAVE	Derivadas del elemento <b>palabras clave</b> . Máximo seis palabras.
ABSTRACT	Derivado del elemento <b>abstract</b> . Máximo 200 palabras.
KEY WORDS	Derivadas del elemento <b>key words</b> . Máximo seis palabras.
INTRODUCCIÓN	Derivado del elemento <b>propósito</b> (de las secciones Introducción y Antecedentes). Se sugiere un breve texto para introducir las siguientes secciones. Por ejemplo, historia o contexto de la colección biológica o proyecto en relación con los datos descritos, siempre y cuando no se repita información en las subsecuentes secciones.
Datos del proyecto	Derivada de los elementos de la sección Datos del proyecto: <b>título, nombre, apellido, rol, fuentes de financiación, descripción del área de estudio y descripción del proyecto</b> .
Cobertura taxonómica	Derivada de los elementos de la sección Cobertura taxonómica: <b>descripción, nombre científico, nombre común y categoría</b> .
Cobertura geográfica	Derivada de los elementos de la sección Cobertura geográfica: <b>descripción, latitud mínima, latitud máxima, longitud mínima, longitud máxima</b> .
Cobertura temporal	Derivada de los elementos de la sección Cobertura temporal: <b>tipo de cobertura temporal</b> .
Datos de la colección	Derivada de los elementos de la sección Datos de la colección: <b>nombre de la colección, identificador de la colección, identificador de la colección parental, método de preservación de los especímenes y unidades curatoriales</b> .
MATERIAL Y MÉTODOS	Derivado de los elementos de la sección Métodos de muestreo: <b>área de estudio, descripción del muestreo, control de calidad, descripción de la metodología paso a paso</b> .
RESULTADOS	
Descripción del conjunto de datos	Derivado de los elementos de las secciones Discusión y Agradecimientos, contiene información del formato de los datos y metadatos: <b>nivel de jerarquía, fecha de publicación y derechos de propiedad intelectual</b> .
DISCUSIÓN	Se deriva del elemento <b>discusión</b> . Un texto breve (máximo 500 palabras), que puede hacer referencia a la importancia, relevancia, utilidad o uso que se le ha dado o dará a los datos en publicaciones existentes o en posteriores proyectos.
AGRADECIMIENTOS	Se deriva del elemento <b>agradecimientos</b> .
BIBLIOGRAFÍA	Derivado del elemento <b>bibliografía</b> .

**Anexo 2.** Formatos para llenar el elemento referencia del recurso.

La referencia del recurso es aquella que acompañará los datos descritos por el artículo, públicos a través de las redes SIB Colombia y GBIF. Tenga en cuenta que esta referencia puede diferir de la del artículo. Para mayor información sobre este elemento contacte al EC-SiB. Aquí se sugieren dos formatos, sin embargo puede consultar otros formatos establecidos por GBIF<sup>4</sup>.

TIPO DE RECURSO	PLANTILLA	EJEMPLO
El conjunto de datos que el manuscrito describe es resultado de un proyecto de carácter institucional o colectivo con múltiples participantes.	<Institución publicadora/ Grupo de investigación> <(Año)>, <Título del recurso/Artículo>. <Número total de registros>, <aportados por:> <parte asociada 1 (rol), parte asociada 2 (rol) (...)>. <En línea,> <url del recurso>. <Publicado el DD/MM/AAAA>.	Centro Nacional de Biodiversidad (2013). Vertebrados de la cuenca de la Orinoquia. 1500 registros, aportados por Pérez, S. (Investigador principal, proveedor de contenidos, proveedor de metadatos), M. Sánchez (Procesador), D. Valencia (Custodio, proveedor de metadatos), R. Rodríguez (Procesador), S. Sarmiento (Publicador), V. B. Martínez (Publicador, editor). En línea, <a href="http://ipt.sibcolombia.net/biota/resource.do?r=verte_orin">http://ipt.sibcolombia.net/biota/resource.do?r=verte_orin</a> , publicado el 01/09/2013.
El conjunto de datos que el manuscrito describe es resultado de una iniciativa personal o de un grupo de investigación definido.	<Parte asociada 1, parte asociada 2 (...)> <(Año)>, <Título del recurso/Artículo>, <Número total de registros>, <en línea,> <url del recurso>. <Publicado el DD/MM/AAAA>	Valencia, D., R. Rodríguez y V. B. Martínez (2013). Vertebrados de la cuenca del Orinoco. 1500 registros, en línea, <a href="http://ipt.sibcolombia.net/biota/resource.do?r=verte_orin">http://ipt.sibcolombia.net/biota/resource.do?r=verte_orin</a> . Publicado el 01/09/2001.

## *Guidelines for authors - Data Papers*

[www.humboldt.org.co/es/bibliotecaypublicaciones/biota-biotacol@humboldt.org.co](http://www.humboldt.org.co/es/bibliotecaypublicaciones/biota-biotacol@humboldt.org.co) | [www.sibcolombia.net](http://www.sibcolombia.net) - [sib+iac@humboldt.org.co](mailto:sib+iac@humboldt.org.co)

The purpose of this guide is to establish and explain the necessary steps to prepare a manuscript with the potential to become a publishable data paper in Biota Colombiana. This guide includes aspects related to the preparation of both data and the manuscript.

### What is a Data Paper?

A data paper is a scholarly publication that has emerged as a mechanism to encourage the publication of biodiversity data as well as an approach to generate appropriate academic and professional recognition to all those involved in the management of biodiversity information.

A data paper contains the basic sections of a traditional scientific paper. However, these are structured according to an international standard for metadata (information that gives context to the data)

known as the *GBIF Metadata Profile* (GMP)<sup>5</sup>. The structuring of the manuscript based on this standard enables the community of authors publishing datasets globally, with presence in networks such as the Global Biodiversity Information Facility (GBIF) and other related networks, to publish data easily while getting proper recognition for their work and to encourage the authors of this type of data sets that have not yet published in these global information networks to have the necessary incentives to do so.

A data paper should describe in the best possible way the Whom, What, Where, When, Why and How of documenting and recording of data, without becoming the instrument to make a detailed analysis of the data, as happens in other academic publications. To deepen this publishing model, it is recommended to consult Chavan & Penev (2011)<sup>6</sup>.

<sup>4</sup> GBIF (2012). Recommended practices for citation of the data published through the GBIF Network. Version 1.0 (Authored by Vishwas Chavan), Copenhagen: Global Biodiversity Information Facility. Pp.12, ISBN: 87-92020-36-4. Accessible at [http://links.gbif.org/gbif\\_best\\_practice\\_data\\_citation\\_en\\_v1](http://links.gbif.org/gbif_best_practice_data_citation_en_v1)

<sup>5</sup> GBIF (2011). GBIF Metadata Profile, Reference Guide, Feb 2011, (contributed by O Tuama, E., Braak, K., Copenhagen: Global Biodiversity Information Facility, 19 pp. Accessible at [http://links.gbif.org/gbif\\_metadata\\_profile\\_how-to\\_en\\_v1](http://links.gbif.org/gbif_metadata_profile_how-to_en_v1).

<sup>6</sup> Chavan, V. y L. Penev. 2011. The data paper: The mechanism to incentivize data publishing in biodiversity science. BMC Bioinformatics 12 (Suppl 15): S2.

### Which manuscripts are suitable for publication as data paper?

Manuscripts that describe datasets containing original primary biological records (data of occurrences in a particular place and time); information associated with specimens of biological collections, thematic or regional inventories of species, genomic data and all data likely to be structured with the standard *Darwin Core Darwin Core*<sup>7</sup> (DwC). This standard is used in the community of authors publishing biodiversity datasets to structure the data and thus to consolidate and integrate from different sources globally. It is not recommended to submit manuscripts describing secondary datasets, such as biological records compilations from secondary sources (e.g. literature or compilations of records already published in networks such as GBIF or IABIN).

### Dataset preparation

As mentioned above data submitted in this process should be structured based on DwC standard. For ease of structuring, the Biodiversity Information System of Colombia (SiB Colombia), created two templates in Excel; one for occurrences and other for species checklist. Carefully read and follow the template instructions for structuring and publishing data. For any questions about the structure process of data please contact the Coordinator Team of SiB Colombia (EC-SiB) at [sib+iac@humboldt.org.co](mailto:sib+iac@humboldt.org.co)

### Manuscript preparation

To assist the creation and structuring of the manuscript in the GMP standard, an electronic writing tool is available (<http://ipt.sibcolombia.net/biota>) to guide the author in the process and ultimately generate a first version of the manuscript. The use of GMP manual as an information guide to include in each section of the manuscript, as well as the annex 1 is recommended.

Steps required for the manuscript preparation:

- 1 Request access to the electronic writing tool at [sib+iac@humboldt.org.co](mailto:sib+iac@humboldt.org.co). The EC-SiB will assign a username and password.
2. Login to the electronic writing tool, then go to the tab Manage Resources and create a new resource by assigning a short name for your manuscript and clicking on the Create button. Use the format: "InstitutionAcronym\_Year\_DatasetFeature", e.g. NMNH\_2010\_rainforestbirds.
3. In the overview of the writing tool click on edit in Metadata section (please, do not use any other section), once there you will find different sections (right panel) that will guide you creating your manuscript. Save the changes at the end of each section, otherwise you will lose the information. Remember to use the GMP manual. Here are some recommendations for editing the metadata, sections are indicated in CAPS and the elements of these sections in **bold**.

- In ASSOCIATED PARTIES include only those who are not listed in BASIC INFORMATION.
  - PROJECT DATA and COLLECTION DATA are optional depending on the data type. When using these sections extend or complement information already provided, i.e. do not repeat the same information describing the **description** (GEOGRAPHIC COVERAGE) in the **study area description** (PROJECT DATA).
  - Likewise, in SAMPLING METHODS, you must expand or complete the information, not repeat it. The information in **study extent** should give a specific context of the sampling methodology.
  - It is essential to document the **quality control** in SAMPLING METHODS. Here you should describe what tools or protocols were used to ensure the quality and consistency of data structured with DwC standard.
  - To create the **resource citation** in the CITATIONS section, follow one of the two formats proposed (Annex 2). Do not fill out the **citation identifier**, this will be provided later by the EC-SiB.
  - To include the manuscript bibliography in **citations**, enter each of the citations individually, adding a new citation each time by clicking in the bottom left.
4. Check that the format of the information provided meets the guidelines of the journal (e.g. abbreviations, units, number formatting, etc.) in the *Biota Colombiana* Guidelines for Authors.
  5. Once included and verified all information in the writing tool, notify to EC-SiB at [sib+iac@humboldt.org.co](mailto:sib+iac@humboldt.org.co), indicating that you have finished editing the manuscript. Additionally attach the Excel template with structured data (remove all columns that were not used). The EC-SiB will perform corrections and final recommendations about the structure of the data and give you the final instructions to submit the paper.

### Submit the manuscript

Once you have finished editing your manuscript and getting the instructions from EC-SiB, send a letter submitting your article to email [biotacol@humboldt.org.co](mailto:biotacol@humboldt.org.co), following the instructions of *Biota Colombiana* Guidelines for Authors.

Remember to attach:

- Excel template with the latest version of the data reviewed by the EC-SiB.
- Word document with figures and tables followed by a list of them.

At the end of the process, your information will be public and freely accessible in the data portal of SiB Colombia and GBIF. This will allow your data to be available for national and international audience, while maintaining credit to the authors and partner institutions.

<sup>7</sup> Biodiversity Information Standards – TDWG. Accesible at <http://rs.tdwg.org/dwc/terms/>

**Annex 1.** Basic structure of a data paper and its mapping to the writing tool elements based on GM.

SECTION/SUB-SECTION HEADING	MAPPING WITH WRITING TOOL ELEMENTS
TITLE	Derived from the <b>title</b> element.
AUTHORS	Derived from the <b>resource creator</b> , <b>metadata provider</b> , and <b>associated parties</b> elements.
AFFILIATIONS	Derived from the <b>resource creator</b> , <b>metadata provider</b> and <b>associated parties</b> elements. From these elements combinations of <b>organization</b> , <b>address</b> , <b>postal code</b> , <b>city</b> , <b>country</b> and <b>email</b> constitute the affiliation.
CORRESPONDING AUTHOR	Derived from the <b>resource contact</b> , <b>metadata provider</b> elements.
CITATION	For editors use.
RESOURCE CITATION	Derived from the <b>resource citation</b> element.
RESUMEN	Derived from the <b>resumen</b> element. 200 words max.
PALABRAS CLAVE	Derived from the <b>palabras clave</b> element. 6 words max.
ABSTRACT	Derived from the <b>abstract</b> element. 200 words max.
KEY WORDS	Derived from the <b>key words</b> element. 6 words max.
INTRODUCTION	Derived from the <b>purpose</b> (Introduction and Background section). A short text to introduce the following sections is suggested. For example, history or context of the biological collection or project related with the data described, only if that information is not present in subsequent sections.
Project data	Derived from elements <b>title</b> , <b>personnel first name</b> , <b>personnel last name</b> , <b>role</b> , <b>funding</b> , <b>study area description</b> , and <b>design description</b> .
Taxonomic Coverage	Derived from the taxonomic coverage elements: <b>description</b> , <b>scientific name</b> , <b>common name</b> and <b>rank</b> .
Geographic Coverage	Derived from the geographic coverage elements: <b>description</b> , <b>west</b> , <b>east</b> , <b>south</b> , <b>north</b> .
Temporal Coverage	Derived from the temporal coverage elements: <b>temporal coverage type</b> .
Collection data	Derived from the collection data elements: <b>collection name</b> , <b>collection identifier</b> , <b>parent collection identifier</b> , <b>specimen preservation method</b> and <b>curatorial units</b> .
MATERIALS AND METHODS	Derived from the sampling methods elements: <b>study extent</b> , <b>sampling description</b> , <b>quality control</b> and <b>step description</b> .
RESULTADOS	
Descripción del conjunto de datos	Derived from the discussion and acknowledgments, contains information about the format of the data and metadata: <b>hierarchy level</b> , <b>date published</b> and <b>ip rights</b> .
DISCUSSION	Derived from the discussion element. A short text (max 500 words), which can refer to the importance, relevance, usefulness or use that has been given or will give the data in the published literature or in subsequent projects.
ACKNOWLEDGMENTS	Derived from the <b>acknowledgments</b> element.
BIBLIOGRAPHY	Derived from the <b>citations</b> element.

**Annex 2.** Citation style quick guide for “resource reference” section.

The Resource Reference is the one that refer to the dataset described by the paper, publicly available through SiB Colombia and GBIF networks. Note that this reference may differ from the one of the paper. For more information about this element contact EC-SiB.

Here two formats are suggested; however you can consult other formats established by GBIF<sup>8</sup>.

TYPE OF RESOURCE	TEMPLATE	EXAMPLE
The paper is the result of a collective or institutional project with multiple participants.	<Institution/Research Group>. <Year>, <Title of the Resource/Paper>. <Number of total records>, <provided by :> <associated party 1 (role), associated party 2 (role), (...)>. <Online,> <resource URL>, <published on>. <Published on DD/MM/AAAA>.	National Biodiversity (2013). Vertebrates in Orinoco, 1500 records, provided by: Perez, S. (Principal investigator, content provider), M. Sanchez (Processor), D. Valencia (Custodian Steward, metadata provider), R. Rodriguez (Processor), S. Sarmiento (Publisher), VB Martinez (Publisher, Editor). Online, <a href="http://ipt.sibcolombia.net/biota/resource.do?r=verte_orin">http://ipt.sibcolombia.net/biota/resource.do?r=verte_orin</a> , published on 01/09/2013.
The paper is the result of a personal initiative or a defined research group.	<associated party 1, associated party 2, (...)>. <Year>, <Title of the Resource/Paper>, <Number of total records>, <Online,> <resource URL>. <Published on DD/MM/AAAA>.	Valencia, D., R. Rodríguez and V. B. Martínez. (2013). Vertebrate Orinoco Basin, 1500 records, Online, <a href="http://ipt.sibcolombia.net/biota/resource.do?r=verte_orin">http://ipt.sibcolombia.net/biota/resource.do?r=verte_orin</a> , published on 01/09/2001

<sup>8</sup> GBIF (2012). Recommended practices for citation of the data published through the GBIF Network. Version 1.0 (Authored by Vishwas Chavan), Copenhagen: Global Biodiversity Information Facility. Pp.12, ISBN: 87-92020-36-4. Accessible at [http://links.gbif.org/gbif\\_best\\_practice\\_data\\_citation\\_en\\_v1](http://links.gbif.org/gbif_best_practice_data_citation_en_v1)

**TABLA DE CONTENIDO / TABLE OF CONTENTS**

Presentación. <i>Brigitte L. G. Baptiste, Carlos A. Lasso, Wilson Ramírez y Mauricio Aguilar-Garavito</i> .....	1
Introducción. Alianzas para la restauración de ecosistemas. I Simposio Regional de Restauración Ecológica Nodo REDCRE Suroccidente. Introduction. Alliance for restoration of ecosystems I Regional Symposium on Ecological Restoration REDCRE Node Southwest. <i>Mauricio Aguilar-Garavito, Diana Catalina Rondón Camacho y William Vargas</i> .....	3
Áreas naturales de bosque seco tropical en el Valle del Cauca, Colombia: una oportunidad para la restauración. Natural areas of tropical dry forest in Valle del Cauca, Colombia: an opportunity for restoration. <i>Diana P. Alvarado-Solano y Joel T. Otero-Ospina</i> .....	9
Lectura de un paisaje estratificado: propuesta de restauración basada en el ordenamiento multi-escala de las cañadas en la mesa de Xéridas, Santander, Colombia. Reading a stratified landscape: restoration proposal based on the multi-scale ordination of the canebrakes at Mesa de Xéridas, Santander, Colombia. <i>Germán Camargo-Ponce de León y Laura G. Agudelo-Álvarez</i> .....	35
Experiencia piloto de nucleación con especies nativas para restaurar una zona degradada por ganadería en el norte de Antioquia, Colombia. A pilot nucleation experiment with native species to restore an area degraded by livestock in the north of Antioquia, Colombia. <i>Mónica Díaz-Páez y Jaime Polanía</i> .....	60
Zonificación de alternativas de conectividad ecológica, restauración y conservación en las microcuencas Curubital, Mugroso, Chisacá y Regadera, cuenca del río Tunjuelo (Distrito Capital de Bogotá), Colombia. Zonification of alternatives for ecological connectivity, restoration and conservation of the Curubital, Mugroso, Chisacá and Regadera microdrainages of the Tunjuelo River (Capital District of Bogotá), Colombia. <i>Paola Isaacs Cubides, Ledy Trujillo y Vilma Jaimes</i> .....	70
Banco de semillas de retamo espinoso <i>Ulex europaeus</i> L. en bordes del matorral invasor en un ecosistema zonal de bosque altoandino, Colombia. Seed bank of the spiny reed, <i>Ulex europaeus</i> L., along edges of thickets of this invasive species in a zonal ecosystem of High Andes forest, Colombia. <i>Korina Ocampo-Zuleta y Jairo Solorza Bejarano</i> .....	89
Forestación de bosques en sabanas de la altillanura colombiana: relevancia de las condiciones ambientales para el establecimiento de plántulas. Afforestation of savanna forests of the Colombian altillanura: relevance of the environmental conditions for the establishment of seedlings. <i>Pablo R. Stevenson, Mónica A. Ramírez, Luisa F. Casas y Francisco Henao-Díaz</i> .....	99
Guía para autores. Guidelines for authors .....	110