

Flora del Oriente Antioqueño

**BIODIVERSIDAD, ECOLOGÍA Y ESTRATEGIAS
DE CONSERVACIÓN**

Mario Alberto Quijano Abril

Editor Académico



ACADEMIA COLOMBIANA DE CIENCIAS EXACTAS, FÍSICAS Y NATURALES
FONDO EDITORIAL UNIVERSIDAD CATÓLICA DE ORIENTE
COLECCIÓN JORGE ÁLVAREZ LLERAS No. 32



Flora del Oriente Antioqueño

Biodiversidad, ecología y estrategias de conservación

Mario Alberto Quijano Abril
Editor Académico



Bogotá D.C., 2016

**Catalogación en la publicación Academia
Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales**

Quijano Abril, Mario Alberto (Ed.)

Flora del Oriente antioqueño : Biodiversidad, ecología y estrategias de conservación / Mario Alberto Quijano Abril, editor académico.— Bogotá : Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales ; Fondo Editorial Universidad Católica de Oriente, 2016.

ISBN: 978-958-9205-89-1

266 p.; il., fotografías; 24 x 17 cm

1. Bosques. 2. Colombia – Recursos naturales. 3. Diversidad biológica. 4. Ecosistemas.
I. Quijano Abril, Mario (Ed.). II. Título.

581.709 CDD 21.ª ed.

Flora del Oriente Antioqueño
Biodiversidad, ecología y
estrategias de conservación

- © Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales
Carrera 28A No. 39A-63, Apartado 44763, Bogotá, D.C. Colombia
- © Universidad Católica de Oriente
Sector 3, Cra. 46 No. 40B 50, Rionegro Antioquia
- © Mario Alberto Quijano Abril

República de Colombia
MINISTERIO DE EDUCACION NACIONAL



Esta Publicación se ha financiado mediante la transferencia de
recursos del Gobierno Nacional a la Academia Colombiana de Ciencias
Exactas, Físicas y Naturales

El Ministerio de Educación Nacional no es responsable de las
opiniones aquí expresadas

Coordinación editorial: Natalia Maya Ochoa

Diagramación y diseño portada: Luz Mery Avendaño

Corrección de estilo: Camilo Ernesto Mejía

Preprensa e Impresión: Editorial Gente Nueva

Pbx: 320 21 88

CONTENIDO

Prólogo	9
<i>Gabriel Roldán Pérez</i>	
Introducción	11
Primera parte Biodiversidad	
Sonsón, un nuevo complejo de páramos en Colombia	19
<i>Fernando Alzate Guarín, Jaider Jiménez Montoya, Herber Sarrazola Yepes</i>	
Introducción	19
1.1 El Complejo de páramos de Sonsón	21
1.2 Coberturas boscosas del complejo Sonsón	21
1.3 Metodología	22
1.4 Resultados y discusión	24
Referencias bibliográficas	40
Prospección y valoración del estado de conservación de una isla artificial en el embalse Peñol-Guatapé	43
<i>Yesenia Betancur Sánchez, Mario Alberto Quijano Abril</i>	
Introducción	43
2.1 Metodología	45
2.2. Resultados y discusión	48
2.3 Índice de valor de importancia	57
2.4 Especies con potencialidades de aprovechamiento en el bosque	58
Referencias bibliográficas	65
Estudio florístico, valoración y ensayos <i>ex situ</i> para un fragmento de bosque pluvial premontano en el municipio de Cocorná	69
<i>Andrés Camilo Gómez Hoyos, Sergio Luis Rodríguez Montoya, Mario Alberto Quijano Abril</i>	
Introducción	69
3.1 Metodología	70
3.2 Resultados y discusión	73
Referencias bibliográficas	88

Estudio florístico, prospección y valoración del estado de conservación para un bosque húmedo tropical, municipio de San Luis	95
<i>Sandra Camila Montes Salazar; Mario Alberto Quijano Abril</i>	
Introducción	95
4.1 Metodología	97
4.2 Resultados y discusión	98
Referencias bibliográficas	104
Categorización y análisis de la distribución de especies introducidas, establecidas e invasoras en el Altiplano del Oriente Antioqueño	109
<i>Juan José García Duque, María Cristina Franco Ospina, Diego Esaú Cardona Ramírez, Mario Alberto Quijano Abril</i>	
Introducción	109
5.1 Metodología	110
5.2 Resultados y discusión	113
Referencias bibliográficas	132

Segunda parte

Estrategias de conservación y servicios ecosistémicos

Programa integral de conservación y recuperación para las especies <i>Podocarpus oleifolius</i> , <i>Godoya antioquiensis</i> y <i>Cariniana pyriformis</i> en áreas de bosque montano bajo y bosque húmedo tropical del Oriente Antioqueño	139
<i>María Cristina Gómez Salazar, Sergio Luis Rodríguez Montoya, Mario Alberto Quijano Abril, María Patricia Tobón Hincapié</i>	
Introducción	139
1.1 ¿Qué es un programa de conservación?	140
1.2 Metodología	141
Referencias bibliográficas	151
Deforestación, minería y cambio climático: amenazas para la biodiversidad y los servicios ecosistémicos en el Oriente Antioqueño	153
<i>Esteban Álvarez Dávila, Zorayda Restrepo Correa, Sebastián González Caro, Sebastián Botero Cañola, Carlos Ortiz Yusti, Jesús Anaya Acevedo</i>	
Introducción	153
2.1 Metodología	155
2.2 Resultados y discusión	159
Referencias bibliográficas	173

Corredores biológicos como estrategia para la restauración de servicios ecosistémicos en bosques andinos	181
<i>Zorayda Restrepo Correa, Claudia Marcela Aristizabal Ciro, Luis Fernando Uribe Ángel, María Patricia Tobón Hincapié, María Altagracia Berrío Ruiz, Jürgen Blaser</i>	
Introducción	181
3.1 Metodología	182
3.2 Resultados y discusión	189
Referencias bibliográficas	196
Etnofitoteca virtual de la flora del Oriente Antioqueño	199
<i>Paula Vera Ramírez, Mario Alberto Quijano Abril, Diego Esaú Cardona Ramirez, María Isabel Domínguez Rave, Nelson Agustín Vaca Martínez, Luz Marina Gómez Arias, Wilson Hernán Suárez</i>	
Introducción	199
4.1 Metodología	200
4.2 Resultados y discusión	202
Referencias bibliográficas	213

Tercera parte

Dinámica de bosques

Estimación de la pérdida de biomasa y carbono por deforestación y degradación en los bosques del Valle de San Nicolás	217
<i>Zorayda Restrepo Correa, Claudia Marcela Aristizabal Ciro, Luis Fernando Uribe Ángel, María Patricia Tobón Hincapié</i>	
Introducción	217
1.1 Metodología	218
1.2 Resultados y discusión	221
Referencias bibliográficas	226
Riqueza, abundancia y biomasa de helechos en un bosque montano del Oriente Antioqueño	229
<i>Heriberto David Higueta, Esteban Álvarez Dávila</i>	
Introducción	229
2.1 Metodología	231
2.2 Resultados	236
2.3 Discusión	237
Referencias bibliográficas	240

Respuesta de cinco especies arbóreas nativas de interés a diferentes inóculos micorrizales	245
<i>Jorge Alberto Sierra Escobar, Juliana Catalina Echeverri Hernández</i>	
Introducción	245
3.1 Metodología	246
3.2 Resultados y discusión	249
Referencias bibliográficas	252
Relación micorrizal en especies andinas del género <i>Piper</i> L. (Piperaceae)	255
<i>Mario Alberto Quijano Abril, Jorge Alberto Sierra Escobar,</i> <i>María Isabel Domínguez Rave, Wilson Camilo Díaz Díaz</i>	
Introducción	255
4.1 Materiales y métodos	257
4.2 Resultados y discusión	259
Referencias bibliográficas	263

PRÓLOGO

Cuando se habla de flora de una región o un país, llega a la mente un listado interminable e incomprensible de nombres de especies de plantas, escritos en un lenguaje desconocido. A la par, estos escritos van acompañados de dibujos de estructuras de hojas, flores y frutos cuyas formas no se reconocen en la naturaleza. Se admira este tipo de libros, sus bellas ilustraciones; nos imaginamos lo misteriosa que es la naturaleza y admiramos con respeto a quienes han dedicado mucho años de sus vidas a su estudio, convencidos de que estos conocimientos algún día serán reconocidos para bien de la humanidad.

La presente obra se aleja de este modelo; lleva comprender que en la actualidad la tendencia mundial es la de entender la ecología de los ecosistemas, su funcionamiento, su fragilidad, la necesidad de conservarlos dentro de un concepto de economía ambiental y de los servicios ecosistémicos que prestan a la comunidad.

El texto ayuda a comprender que los diferentes ecosistemas, desde los páramos hasta los bosques tropicales, son el producto de un proceso evolutivo de miles de años y que en solo poco tiempo el hombre los ha destruido, y ha dejado el suelo a merced de la erosión y de la pérdida de los recursos hídricos, alterando irreversiblemente el ciclo hidrológico.

Esta obra presenta valiosas consideraciones sobre algunos ecosistemas del Oriente Antioqueño, dentro de los cuales se nombran el páramo de Sonsón, el estado de conservación de una isla en el embalse Peñol-Guatapé, el bosque pluvial en el municipio de Cocorná, el bosque húmedo tropical de San Luis y la categorización y análisis de la distribución de especies introducidas e invasoras en el Altiplano del Oriente Antioqueño. También se dedica un capítulo a las estrategias de conservación, recuperación y servicios ecosistémicos dentro de un concepto de programa integral de manejo. Los impactos de la deforestación, la minería y el cambio climático son considerados como amenazas para la diversidad y los servicios ecosistémicos en el Oriente Antioqueño. Se consideran los corredores biológicos como estrategia para la restauración de los bosques andinos. Finalmente, se dedica un capítulo a la dinámica de los bosques mediante la estimación de la pérdida de biomasa y carbono, debido a la deforestación y degradación de los bosques.

Este es un novedoso planteamiento cuyo significado e importancia no lo entiende el común de la gente. Es de destacar, además, que no existen suficientes estudios que muestren los resultados de esta exploración en un contexto regional.

Indiscutiblemente, el factor económico es uno de los propulsores del desarrollo en diferentes niveles, pero por lo general este entra en conflicto con los programas de conservación y manejo sostenible de la biodiversidad. Además, son recientes los esfuerzos por vincular economía y biodiversidad, para de esta manera divulgar el potencial de los ecosistemas y sus servicios.

Por su contenido y orientación, esta obra ofrece valiosos elementos que servirán de base para programas de uso y conservación de la flora, no solo del Oriente Antioqueño, sino también de las zonas similares ubicadas dentro de las regiones del trópico americano.

Gabriel Roldán Pérez

INTRODUCCIÓN

El Oriente Antioqueño se ubica en la cordillera Central de los Andes colombianos, delimitada por el río Porce al norte, el río Magdalena al oriente, el Valle de Aburrá al occidente y la división política del departamento de Caldas al sur¹. Esta subregión tiene notable influencia por las cuencas de los ríos Nare y Negro. En su territorio se incluyen municipios, los cuales se encuentran asentados en doce zonas de vida que van desde el bosque húmedo tropical hasta el páramo. Esta gran diversidad de condiciones ecológicas se evidencia en su complejidad biológica y biodiversidad.

Desde la fundación de sus principales municipios, la región del Oriente Antioqueño ha sido una de las más productivas desde el punto de vista económico y cultural. La complejidad de su geografía y la fertilidad de sus tierras han convertido la región en uno de los principales centros de biodiversidad de flora y fauna del departamento de Antioquia, lo cual contrasta con la amplia transformación de sus coberturas, fruto de la producción agrícola y de actividades para la generación de energía hidroeléctrica y minería.

Históricamente, el Oriente Antioqueño ha sufrido diversas transformaciones en diferentes ámbitos, que van desde lo cultural, económico y social hasta lo ecológico, dejando una marcada huella en la comunidad y su idiosincrasia. Parte de este importante legado se ha perdido con el paso del tiempo y se podría decir que de cierta forma el progreso, que ha llevado a un crecimiento urbano acelerado en los últimos años, ha influido de manera importante en este fenómeno, en especial en las nuevas generaciones. Basta con visitar algunas de sus poblaciones más alejadas para evidenciar cómo sus raíces aún permanecen intactas; sin embargo, de manera discreta, se han quedado aisladas de su cada vez más creciente población. Este fenómeno de pérdida de identidad está íntimamente relacionado con la pérdida paulatina de sus ecosistemas naturales y servicios ecosistémicos, que durante siglos sirvieron como sustento a las principales ciudades del departamento y que en la actualidad han sido intervenidos de manera parcial, llevándolos a un riesgo de extinción.

¹ Alzate, F. (2008). *Caracterización y estudio de la vegetación del Oriente Antioqueño*. Rionegro (Colombia): Universidad Católica de Oriente.

En la actualidad, una de las tendencias mundiales es discutir sobre la ecología, la conservación y, mucho más recientemente, la economía ambiental y los servicios ecosistémicos; no obstante, la gente del común no entiende el significado de estos términos ni su importancia para el desarrollo de un país megadiverso como Colombia. Sumado a esta problemática, no existen suficientes estudios que muestren los resultados de esta exploración en un contexto regional. Indiscutiblemente, el factor económico es uno de los propulsores del desarrollo en diferentes niveles, pero por lo general este entra en conflicto con los programas de conservación y manejo sostenible de la biodiversidad. Además, son recientes los esfuerzos por vincular economía y biodiversidad, para de esta manera divulgar el potencial de los ecosistemas y sus servicios.

En los últimos años diferentes instituciones de índole académico, investigativo y gubernamental han realizado grandes esfuerzos por explorar la región del Oriente Antioqueño; sin embargo, en muy pocas ocasiones los resultados de estas investigaciones han llegado a las comunidades y solo se han convertido en literatura gris y documentos que reposan en bibliotecas, enfocados a un público específico. El presente documento es la recopilación de más de quince años de trabajo en el área de la exploración y manejo de los ecosistemas boscosos del Oriente Antioqueño. En él han participado una gran cantidad de investigadores, estudiantes en formación e integrantes de la comunidad, que finalmente serán los encargados de salvaguardar y mantener los servicios ecosistémicos de esta importante región.

El presente libro se divide en tres partes. En la primera parte se realiza una compilación de algunos estudios enfocados en explorar la diversidad vegetal de la región, estos trabajos fueron realizados en diferentes zonas de vida con el objetivo de mostrar la gran diversidad y las amenazas de estos ecosistemas. En la segunda parte se socializan algunas experiencias exitosas en el área de la conservación de la flora y la exploración de sus servicios ecosistémicos, con el fin de dar a conocer los alcances de un proyecto de conservación a nivel regional y cómo las comunidades juegan un papel fundamental en este tipo de procesos. Finalmente, en la tercera parte se discuten algunos aspectos sobre la ecología y dinámica de bosques, enfocados en los sumideros de carbono, y el papel de los microorganismos del suelo en la adaptación y el crecimiento de las especies del bosque en diferentes tipos de ambientes. De esta manera, se espera que los resultados del presente texto contribuyan y complementen el diseño y puesta en marcha de iniciativas con un enfoque ambiental que diferentes instituciones y miembros de la comunidad quieran implementar en esta región.

Abreviaturas, siglas y acrónimos

ACE	Estimador de cobertura basado en abundancia (ACE, por su sigla en inglés)
aff.	Afín(es)
bh-MB	Bosque húmedo montano bajo
bh-PM	Bosque húmedo premontano
bh-T	Bosque húmedo tropical
bmh-MB	Bosque muy húmedo montano bajo
bmh-T	Bosque muy húmedo tropical
BN1	Bosque natural intervenido y muy intervenido
BN2	Bosque natural secundario en estado de sucesión intermedia o tardía
bp-PM	Bosque pluvial premontano
bs-T	Bosque seco tropical
CDB	Convenio sobre la Diversidad Biológica
cf.	Confrontar
CITES	Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES, por su sigla en inglés)
Corantioquia	Corporación Autónoma Regional del Centro de Antioquia
Coredi	Corporación Educativa para el Desarrollo Integral
Cornare	Corporación Autónoma Regional de las Cuencas de los Ríos Negro y Nare
Corpoica	Corporación Colombiana de Investigación Agropecuaria
cp	Cultivo(s) permanente(s)
ct	Cultivo(s) transitorio(s)
DCA	Análisis de Correspondencia Linealizado (DCA, por su sigla en inglés)
DM	Dependencia micorrizal
DMI	Distrito de Manejo Integral
FAO	Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura
FMB	Herbario Federico Medem Bogotá
GISP	Programa Mundial sobre Especies Invasoras (GISP, por su sigla en inglés)

H	Helechal(es)
HMA	Hongos micorrízicos arbusculares
HUA	Herbario Universidad de Antioquia
HUCO	Herbario Universidad Católica de Oriente
I3N	Red de Información sobre Especies Invasoras (I3N, por su sigla en inglés)
IAVH	Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt
IPCC	Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC, por su sigla en inglés)
IVI	Índice(s) de valor de importancia
JAUM	Jardín Botánico Joaquín Antonio Uribe de Medellín
LC	Preocupación menor
MSA	Masa seca aérea
OIMT	Organización Internacional de las Maderas Tropicales
PFNM	Productos forestales no maderables
pm	Pasto(s) manejado(s)
pn	Pasto(s) no manejado(s)
RAP	Procedimiento de Evaluación Rápida (RAP, por su sigla en inglés)
RB	Rastrojo bajo (bosque natural secundario en estado de sucesión temprana)
RM	Respuesta micorrizal
s. n. m.	Sobre el nivel del mar
SIB	Sistema de Información sobre Biodiversidad
SIDAP	Sistema Departamental de Áreas Protegidas
SINAP	Sistema Nacional de Áreas Protegidas
sp.	Especie(s)
UICN	Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza

Símbolos y unidades de medida

'	minutos
"	segundos
°	grado(s)
°C	grado(s) centígrado(s) (o Celsius)
μ	micra o micrón
μg	microgramo(s)
μm	micrómetro(s)
B	boro
C	carbono
cap	circunferencia a la altura del pecho

CO ₂	dióxido de carbono
Cu	cobre
dap	diámetro a la altura del pecho
g	gramo(s)
GWh	gigavatios/hora
ha	hectárea(s)
K	potasio
HCL	ácido clorhídrico
KH ₂ PO ₄	fosfato de potasio monobásico
KOH	hidróxido de potasio
l	litro(s)
m	metro(s)
mg	miligramo(s)
Mg	magnesio
ml	mililitro(s)
mm	milímetro(s)
Mo	molibdeno
mPa	milipascal
N	nitrógeno
P	fósforo
S	azufre
t	tonelada(s)
tC	tonelada(s) de carbono
v	volumen
Zn	cinc





Primera parte

Biodiversidad

SONSÓN, UN NUEVO COMPLEJO DE PÁRAMOS EN COLOMBIA

Fernando Alzate Guarín

Jaider Jiménez Montoya

Herber Sarrazola Yepes

Grupo de Estudios Botánicos, Universidad de Antioquia
Instituto de Investigación de Recursos Biológicos
Alexander von Humboldt

Introducción

Los páramos en Colombia de acuerdo con la Resolución 937 del 2011 (Colombia, Minambiente, 2011) están representados en una extensión de 2 906 137 ha, las cuales se dividen en 34 complejos, equivalentes a un 2,55 % de la superficie continental. Estos complejos se distribuyen a lo largo de las tres cordilleras, sobre la Sierra Nevada de Santa Marta y en el nudo de Los Pastos, entre los departamentos de Nariño y Putumayo (Sarmiento, Cadena, Sarmiento y Zapata, 2013).

Antioquia cuenta con seis complejos de páramo, representados en los complejos de Santa Inés (Belmira), Valle de Aburrá y Sonsón, sobre la cordillera Central, y los de Frontino-Urrao, Farallones de Citará y Nudo de Paramillo, sobre la Occidental (Sarmiento *et al.*, 2013). La propuesta planteada en el año 2013 por el Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAVH) para establecer y definir las áreas de páramo en Colombia, basada en cartografía de 1:100 000, añadió 2 complejos más para un total de 36. Uno de los nuevos complejos que fue propuesto y reconocido por el atlas de páramos del 2013 es el de Sonsón, para el cual se plantea un área de 8707 ha.

Varias definiciones se han propuesto para los páramos, pero su conceptualización resulta heterogénea y en ocasiones contradictoria. En el establecimiento de los límites entre el bosque y el páramo han prevalecido criterios provenientes de aproximaciones biofísicas, como el clima, la altitud, los suelos, la biodiversidad y los endemismos.

Cuatrecasas (1958) definió los páramos como áreas elevadas y descubiertas, delimitadas por el bosque altoandino en el límite inferior y el piso nival en el superior. De acuerdo con la clasificación de Cuatrecasas, esta formación vegetal es dividida en subpáramo, páramo y superpáramo. Monasterio (1980) circunscribe el páramo a las áreas andinas entre 3000 y 4500 m s. n. m. Las condiciones ambientales juegan

un papel decisivo en la ocurrencia de este ecosistema, por lo que variables como la humedad, los vientos y la temperatura inciden en favorecer o desplazar su ocurrencia.

Algunas hipótesis plantean que durante las glaciaciones una parte de los fragmentos montañosos pudieron unirse debido al descenso del límite bosque-páramo, permitiendo así el intercambio de especies (Van der Hammen y Rangel, 1997), y otros fragmentos pudieron aislarse temporalmente sin posibilidad de intercambio, resultando así diferentes grados de aislamiento geográfico en las distintas áreas de páramo del país (Hernández, Hurtado, Ortiz y Walschburger, 1992).

Autores como Cuatrecasas (1954), Monasterio (1980), Guhl (1982) y Hofstede, Segarra y Mena (2003) han definido el ecosistema paramuno, aunque la dificultad que encierra la definición es evidente y ha sido resaltada por otros autores (Luteyn y Churchill, 1999; Rangel, 2000).

Adoptando diferentes conceptos propuestos en su definición, los páramos pueden ser considerados como ecosistemas únicos de la alta montaña intertropical (Hofstede *et al.*, 2003), entre la franja continua de bosque y el límite superior de la nieve perpetua donde aún existe vegetación (Sklenár, Luteyn, Ulloa, Jorgensen y Dillon, 2005). Las condiciones ambientales y geográficas son decisivas en la ocurrencia del ecosistema, por lo que variables como pluviosidad, exposición a vientos y temperatura inciden en su formación (Cornare, 1994). Asimismo, las características edáficas, geomorfológicas e hidrológicas son particulares en estos sitios. Su límite altitudinal inferior se encuentra aproximadamente sobre los 3000 m s. n. m., con valores promedio de temperatura entre 3 y 9 °C, aunque la variación diaria de temperatura pueda ser hasta de 20 °C, mientras que la pluviosidad puede variar entre 700 y 5000 mm anuales, con porcentajes de humedad relativa entre 80 y 98 % (Morales *et al.*, 2007).

Luteyn y Churchill (1999) documentan en los páramos 3431 especies de plantas vasculares, pertenecientes a 124 familias, mientras que Rangel (2000) cuantifica para Colombia 3380 especies de plantas espermatofitas, pertenecientes a 118 familias. Registros de colecciones como la del Herbario Universidad de Antioquia (HUA) documentan aproximadamente 663 especies, 271 géneros y 86 familias de angiospermas en los páramos del departamento de Antioquia.

El páramo es uno de los ecosistemas más ricos y frágiles del mundo (Sklenár *et al.*, 2005), con una gran ocurrencia de endemismos de plantas vasculares, lo cual es estimado en un 60 % (Cabrera y Ramírez, 2014), lo cual es promovido por las condiciones ambientales particulares y extremas, sumado a su aislamiento geográfico.

Estos ecosistemas abastecen de agua al 70 % de la población colombiana (Vásquez y Buitrago, 2011), característica que hace de su conservación una prioridad (Sklenár *et al.*, 2005). Sin embargo, estos ecosistemas se han visto fuertemente afectados por la insostenibilidad ambiental (Morales *et al.*, 2007), básicamente con el establecimiento

de cultivos agrícolas, ganadería e infraestructura, además de explotaciones mineras (Cabrera y Ramírez, 2014).

En el presente trabajo se muestran los resultados de seis años de exhaustiva exploración botánica del complejo de páramos de Sonsón, con la finalidad de conocer su diversidad, su estado actual y su amplia caracterización. Las exploraciones fueron realizadas por el Grupo de Estudios Botánicos, con el apoyo y financiación de la Universidad de Antioquia y el IAVH.

1.1 El Complejo de páramos de Sonsón

El complejo de páramos de Sonsón se encuentra ubicado sobre la cordillera Central andina, al sur del departamento de Antioquia y al norte del de Caldas, en los municipios de Sonsón, Salamina, Pensilvania y Marulanda. Comprende una cadena de crestas de la cordillera, con un área total de 8707 ha (Sarmiento *et al.*, 2013). La topografía de las montañas en esta región permite que existan zonas paramunas de poca extensión, aisladas entre sí. Exploraciones recientes realizadas por el HUA en esta zona documentan para este complejo 202 especies y 134 géneros, pertenecientes a 60 familias de angiospermas.

En el presente estudio fueron muestreados cinco sitios pertenecientes al complejo, cuatro de los cuales están ubicados en el departamento de Antioquia y uno en el departamento de Caldas. Los sitios corresponden a Las Palomas (o páramo de Sonsón), La Vieja, el Alto de Chaverras (o del Cristo), cerro Norí (o páramo Las Papas) y Valle Alto (Caldas). El complejo cuenta además con los cerros Perrillo y Sirgüa Arriba, los cuales presentan diversas dificultades para su actual exploración. Dos de los sitios incluidos en los muestreos, La Vieja y Norí, no hacen parte de la delimitación inicial propuesta por el IAVH (2013) para el complejo de páramos de Sonsón, pero presentan características ambientales y de vegetación similares a los demás páramos ya incluidos.

1.2 Coberturas boscosas del complejo Sonsón

1.2.1 Páramo

El ecosistema páramo está presente en la alta montaña, caracterizado por la presencia de especies con hábito herbáceo y arbustivo, como rosetas, pastos, macollas, cojines y sufrútices, además de la presencia de espesos colchones de musgos que hacen del paisaje un lugar abierto. Entre los géneros de plantas vasculares más comunes se destacan: *Espeletia*, *Paepalanthus*, *Puya*, *Calamagrostis*, *Cortaderia*, *Geranium*, *Ugni*, *Niphogeton*, *Pernettya*, *Aragoa*, *Arcytophyllum*, *Diplostephium*, *Baccharis*, *Elleanthus*, *Blechnum* y *Sisyrinchium*.

1.2.2 Subpáramo

Esta es una zona de transición entre el bosque altoandino y el páramo, en la cual se entremezclan elementos vegetales de ambos tipos de coberturas. Los árboles y arbustos presentes son de menor tamaño que los encontrados en el bosque, con tallos retorcidos y muy ramificados desde la base, los cuales, junto con algunos elementos de la vegetación paramuna, forman un matorral generalmente muy denso y de baja altura.

Esta cobertura no siempre es fácil de reconocer en campo, ya que pueden darse cambios drásticos entre el bosque altoandino y el páramo. En algunas de las zonas estudiadas, la transición se hacía muy angosta debido a las altas pendientes, que impiden el crecimiento de hábitos diferentes a los herbáceos. Entre los géneros más comunes para esta cobertura figuran: *Pernettya*, *Vaccinium*, *Symplocos*, *Clusia*, *Gaiadendron*, *Miconia*, *Oreopanax*, *Weinmannia*, *Ternstroemia* y *Ocotea*.

1.2.3 Bosque altoandino

Este ecosistema es caracterizado por su alta diversidad, con una cobertura de árboles de gran tamaño, que alcanzan alturas entre 15 y 20 m, además de algunos arbustos y, ocasionalmente, escandentes. En esta formación es común una alta diversidad y abundancia de hierbas epífitas y terrestres, como orquídeas, helechos y bromelias. Los musgos son un componente importante en esta cobertura, ya que forman enormes colchones en el piso y sobre los árboles, los cuales atrapan la escarcha y mantienen una humedad ambiental constante.

Algunos de los géneros arbóreos más comunes en esta cobertura son: *Quercus*, *Weinmannia*, *Miconia*, *Tibouchina*, *Hedyosmum*, *Palicourea*, *Cyathea*, *Clethra*, *Clusia*, *Viburnum* y *Drimys*. Asimismo, algunas de las hierbas comunes pertenecen a familias como Bromeliaceae, Araceae, Orchidaceae, Cyclanthaceae, Gesneriaceae y Polypodiaceae.

1.3. Metodología

Con la finalidad de caracterizar la vegetación de páramo y del bosque altoandino circundante en el complejo Sonsón, se implementó la metodología de trabajo de campo propuesta por Marín (2013), mediante la cual se elaboraron diferentes estaciones de muestreo a lo largo de un gradiente altitudinal en cada sitio seleccionado.

Para el muestreo de la vegetación se trazaron cinco transectos en cada uno de los páramos (figura 1.1), los cuales se componían de cuatro o cinco estaciones a una distancia altitudinal de 27 a 120 m, priorizando en la vegetación de páramo y la franja de la transición con el bosque altoandino (tabla 1.1).

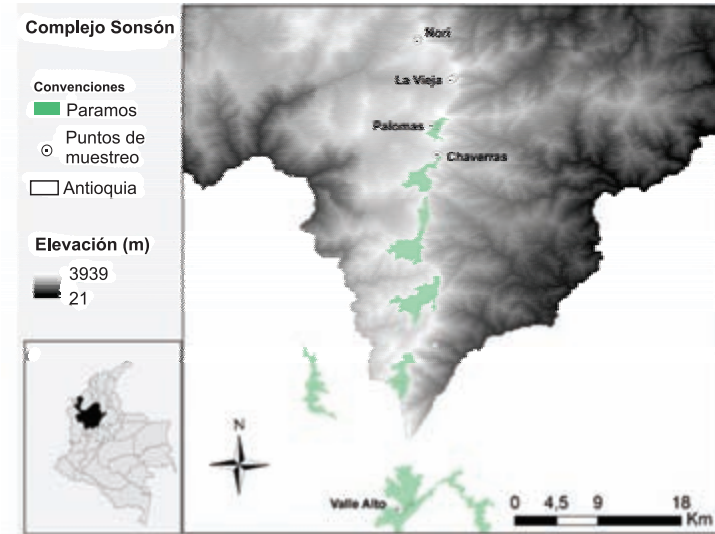


Figura 1.1. Ubicación de las localidades muestreadas en la jurisdicción de los departamentos de Antioquia y Caldas.

Cada estación incluía tres réplicas elaboradas en un mismo nivel altitudinal, en sitios donde se conservaran condiciones vegetales similares propias de cada cobertura analizada. Las réplicas de bosque altoandino fueron de 4 x 25 m, con un área total de 100 m², divididas en cinco subparcelas de 4 x 5 m. Las parcelas de páramo y transición fueron de 4 x 12,5 m, para un área total de 50 m² y divididas en cinco subparcelas de 4 x 2,5 m.

Tabla 1.1. Coordenadas y altitud de los sitios muestreados

	Las Palomas	La Vieja	Norí	Chaverras	Valle Alto
Coord. X (W)	-75,24888	-75,23324	-75,26847	-75,24674	-75,27722
Coord. Y (N)	5,72577	5,77431	5,81286	5,69631	5,3525
Altura (m s. n. m.)	3363	3112	3092	2953	3580

En el caso del bosque altoandino y arbustales se registraron los individuos con un diámetro ≥ 2 cm a 30 cm del suelo. A cada uno de estos le fueron registrados variables, tales como hábito, altura total, altura de la primera ramificación, diámetro a 30 cm del suelo, cobertura de copa y fenología. En los arbustales se tomaron los datos anteriores cuando los individuos lo permitían, mientras que con macollas y cojines se registró el porcentaje de cobertura (porcentaje aproximado que ocupa la especie dentro de la subparcela) y se omitieron los datos de altura de la primera ramificación y cobertura de copa.

El material vegetal colectado fue herborizado e identificado en el HUA, y posteriormente depositado en este mismo y en el Herbario Federico Medem Bogotá (FMB).

Para el análisis de los datos se implementaron los índices de diversidad de Simpson (1949) y Shannon-Wiener (Shannon & Weaver, 1949), los estimadores de riqueza Chao 1 y ACE (Chao y Lee, 1992), las curvas de rarefacción, los dendrogramas de similitud (Bray y Curtis, 1957; Sorensen, 1948), los diagramas de Whittaker (1972) y los perfiles de vegetación. El índice de valor de importancia (IVI) fue calculado por especie por estación, diferenciando las especies muestreadas por área basal y por cobertura.

1.4 Resultados y discusión

Los muestreos se llevaron a cabo durante el año 2014, periodo con variadas temporadas climáticas. Se registraron en total 4410 individuos de plantas vasculares en las tres coberturas estudiadas, pertenecientes a 319 especies, 151 géneros y 72 familias.

1.4.1 Cerro Las Palomas o páramo de Sonsón

El cerro Las Palomas se encuentra al oriente de la cabecera municipal de Sonsón y representa la altura más emblemática de este municipio con 3363 m. s. n. m. La cobertura vegetal de páramo en este cerro presenta una muy densa y diversa vegetación paramuna, dominada por representantes de las familias Asteraceae, Bromeliaceae y Poaceae (figura 1.2).



Figura 1.2. Panorámica del páramo de Sonsón.

En esta localidad se encontró el mayor número de registros del complejo, con 1195, y la segunda mayor diversidad de especies, un total de 122, distribuidas en 76 géneros y 44 familias. Los arbustos fueron el hábito de crecimiento más representativo a lo largo del gradiente altitudinal, ya que en todas las estaciones aparecen como el tipo dominante, mientras que el hábito arbóreo se extiende ligeramente y con poca representatividad desde el bosque hacia el subpáramo y desaparece al llegar al páramo, contrario a lo que ocurre con las plantas herbáceas.

Las Palomas es la localidad con mayor dominancia del complejo y, a su vez, con menor ocurrencia de especies raras. 4 especies tuvieron las mayores abundancias en este transecto, con más de 60 individuos, lo que representa las mayores abundancias de todo el complejo: *Clusia thurifera*, *Clusia callejasii*, *Guzmania squarrosa* y *Weinmannia elliptica*.

La composición de especies no permitió definir de forma clara las similitudes entre coberturas, ya que de acuerdo con el índice de similitud de Bray-Curtis el bosque está más relacionado con las coberturas de páramo, mientras que el índice de Sorensen asocia el subpáramo con el páramo.

Los índices de diversidad y riqueza disminuyeron con el ascenso altitudinal. La diversidad en esta localidad parece depender de factores puntuales y particulares como la actividad antrópica y las condiciones orográficas. Quizá por ser el sitio más alto de los muestreados y con mayor incidencia de vientos, es el único que presenta una población considerable de *Espeletia*.

1.4.2 Cerro o páramo La Vieja, Sonsón

El cerro La Vieja alcanza una altura de 3112 m s. n. m. y constituye una zona con cobertura de páramo (figura 1.3), la cual no fue incluida en el polígono definido para el complejo Sonsón (IAVH, 2013). Ubicado al norte del cerro Las Palomas, en jurisdicción de Sonsón, La Vieja es una montaña muy escarpada, cuya cara occidental se encuentra en buena parte en roca descubierta.

La vegetación herbácea de páramo para este cerro se encuentra en la ceja superior, conservando algunas poblaciones en los peñascos que están un poco más protegidos de la acción del viento. Llama la atención en este lugar la presencia de solo una reducida población de frailejones juveniles, la cual se encuentra sobre una roca saliente. Esta localidad presenta un alto grado de transformación, que en gran parte es debida a efectos antrópicos por la afluencia de visitantes que llegan al cerro en una época del año.

Para esta localidad se obtuvieron 894 registros y 127 especies, distribuidas en 91 géneros y 49 familias, siendo la localidad más diversa en número de especies. Las



Figura 1.3. Panorámica del páramo La Vieja.

curvas de rarefacción mostraron, en general, estabilización de las pendientes, lo cual demuestra representatividad del muestreo.

Las especies más abundantes y frecuentes para el transecto fueron *Clusia thurifera* y *Clusia callejasii*, ambas superando los 47 individuos. El bosque obtuvo la más baja diversidad, ya que sus estaciones aparecen representadas por curvas que tienen grandes pendientes en los modelos de distribución estimados, lo que indica que hay un bajo número de especies que domina todo el bosque; mientras que en el páramo y subpáramo la distribución de abundancias es más homogénea, ya que hay menos dominancia de pocas especies y a la vez menos especies raras que en el bosque.

Los arbustos son la forma más representativa a lo largo del gradiente altitudinal, ya que en todas las estaciones aparecen como el tipo dominante. El hábito arbóreo disminuye drásticamente su presencia en la zona del subpáramo, donde empiezan a observarse hábitos arbustivos y herbáceos. La mayoría de plantas herbáceas se restringen a las áreas de páramo y subpáramo. Los índices de similitud de Bray-Curtis y de Sorensen mostraron que la cobertura de bosque es diferente al páramo en cuanto a composición de especies.

En esta localidad se aprecia un ligero incremento de la diversidad a medida que se asciende en el gradiente altitudinal, siendo el páramo más diverso que el bosque, lo cual también se observó en la riqueza de especies. Esto puede deberse a que La Vieja presenta laderas muy inclinadas y rocosas, lo cual podría estar afectando la distribución de la vegetación en el lugar. El ecosistema de páramo, a pesar de poseer

pastizales, presenta una gran variedad de otros hábitos, lo que seguramente tiene efecto en el aumento de la riqueza de especies hacia las zonas más altas.

La diversidad del subpáramo es baja, aunque es alta en el complejo, tal vez debido a la baja disponibilidad de agua, mientras que en las zonas más altas del páramo que presentan menos inclinación y salientes rocosas se tiene mayor diversidad.

1.4.3 Cerro Norí o páramo Las Papas, Sonsón

El páramo Las Papas se ubica al norte del cerro La Vieja, en la vereda Norí del municipio de Sonsón, y alcanza una altura de 3092 m s. n. m. El área cubierta con vegetación de páramo en este cerro es pequeña, ya que está representada solo en la parte superior y plana de la cima (figura 1.4). Norí constituye uno de los tres cerros que tradicionalmente para la comunidad local forman en conjunto el páramo de Sonsón. A pesar de lo anterior, este cerro no fue incluido en el complejo por la propuesta de Sarmiento et al., (2013), pero es indudable que presenta las características bióticas y ambientales propias del páramo.

En Norí se obtuvieron 977 registros, que representan 106 especies, 73 géneros y 46 familias. Los muestreos constituyeron un buen estimador de la vegetación presente en el lugar, considerando que las curvas de rarefacción muestran estabilización de las pendientes.

Las especies más abundantes en esta localidad fueron: *Cortaderia hapalotricha*, *Drimys granadensis*, *Schefflera trianae*, *Monochaetum strigosum*, *Morella parvifolia*,



Figura 1.4. Panorámica del cerro Norí.

Sphaeradenia laucheana, *Clusia callejasii*, *Paepalanthus meridensis* y *Weinmannia elliptica*. Todas estas especies superan los 30 individuos, siendo *Weinmannia elliptica* la más abundante del lugar, representada por 44. Las especies más abundantes del bosque estuvieron pobremente representadas en el subpáramo y páramo; sin embargo, no hay mucha diferencia entre las dos últimas, ya que muchas de las especies con alta abundancia se encontraban en ambas coberturas.

En los agrupamientos de similitud de Bray-Curtis y de Sorensen se muestra que las coberturas de páramo y subpáramo presentan diferencias respecto al bosque en cuanto a la composición de especies. La distribución de abundancias fue muy homogénea a lo largo del gradiente altitudinal, excepto para el subpáramo, ubicado a 3015 m. s. n. m.

Los arbustos son el tipo de hábito dominante a lo largo del gradiente altitudinal, mientras que el hábito arbóreo no está tan restringido y se extiende hasta el subpáramo. Muchas especies de hábito herbáceo se restringen a las áreas de páramo y subpáramo, lo cual permite definir la transición entre el páramo y el bosque.

La diversidad vegetal de esta localidad es alta y se distribuye de forma homogénea entre las diferentes coberturas, como lo muestran los índices de diversidad de Shannon y Simpson. La riqueza de especies revela que el subpáramo es más rico en especies que el páramo y el bosque, aunque este último presenta una alta riqueza de especies. En Norí, el páramo está dominado principalmente por herbazales y esto afecta en buena medida la riqueza, ya que los pastizales y pajonales presentes tienden a ser monoespecíficos, cubriendo grandes áreas.

Los bosques de esta zona presentan alta riqueza específica casi igualando al subpáramo, lo cual puede deberse a la menor intervención antrópica, mientras que el páramo tiene más baja riqueza, tal vez generado por el dominio de pastizales con posibles actividades antrópicas.

1.4.4 Alto de Chaverras o del Cristo, Sonsón

En la vía que comunica los municipios de Sonsón y Nariño se encuentra la vereda Chaverras, en cuyo costado sur y contiguo al cerro Las Palomas se ubica el Alto de Chaverras, con una altura máxima de 2953. Este cerro es un área de bosque altoandino de varios estratos y con algunos representantes de vegetación de páramo (figura 1.5). Se encuentra atravesado por el camino de herradura que comunicaba anteriormente a Medellín con Bogotá, el cual fue usado durante muchos años para el transporte de mercancías y personas. Muy seguramente este tipo de actividades generó un considerable impacto negativo en el estado de conservación de este fragmento; sin embargo, la cobertura de bosque muestra un aparente buen estado de conservación.



Figura 1.5. Panorámica del Alto de Chaverras o del Cristo.

Los muestreos realizados en este páramo arrojaron un total de 772 registros, siendo una de las localidades con menor número de individuos. La diversidad encontrada fue de 100 especies, distribuidas en 69 géneros y 42 familias. Estos muestreos fueron representativos, lo cual se evidencia en las curvas de rarefacción, que mostraron estabilización de las pendientes.

Los arbustos fueron el hábito más representativo a lo largo del gradiente altitudinal, ya que en todas las estaciones aparecen como el tipo dominante ya sea en el bosque o en el páramo. Los árboles muestran una restricción bastante notoria a las estaciones de bosque, mientras que otros hábitos principalmente herbáceos se restringen al páramo. Las especies más abundantes y frecuentes fueron: *Clusia ducu*, *Disterigma acuminatum*, *Palicourea angustifolia*, *Themistoclesia pennellii*, *Clusia thurifera* y *Hedyosmum goudotianum*, que superan a las demás por más de 20 individuos.

La abundancia varió con el tipo de cobertura, es decir, que las especies más abundantes para el bosque son diferentes a las de páramo. Los índices de similitud de Bray-Curtis y de Sorensen demostraron que en Chaverras la cobertura de bosque es diferente a la de páramo en cuanto a composición de especies. Los índices de diversidad de Shannon y Simpson revelaron que la diversidad se distribuye homogéneamente entre las diferentes estaciones de este transecto, siendo todas ellas diversas; sin embargo, las estaciones de bosque son ligeramente menos diversas. La riqueza es congruente con lo anterior, ya que todas las estaciones presentan más de 40 especies.

Los bosques de esta zona son relativamente menos diversos que los arbustales, lo cual se debe o bien a una mayor dominancia de pocas especies, o bien a la perturbación antrópica.

1.4.5 Valle Alto, Salamina (Caldas)

En la parte norte del departamento de Caldas, en límites de los municipios de Salamina, Marulanda y Pensilvania, se ubica la vereda Valle Alto (figura 1.1), la cual posee una zona de tierras altas ubicadas a 3580 m s. n. m., con características ecológicas de páramo (nivel altitudinal, vientos, composición vegetal, etc.) que se extienden de forma amplia y que favorecen la formación de cauces que luego irrigan las tierras bajas. En esta zona no se registraron poblaciones de *Espeletia*, pero sí de otros taxones propios del páramo.

La zona se encuentra altamente transformada en pastizales, como producto de la ganadería y explotación agrícola (figura 1.6). Asimismo, esta fue la localidad con menor número de registros para el complejo Sonsón, representada por tan solo 573. La riqueza fue la más baja del complejo, con 82 especies, pertenecientes a 62 géneros y 36 familias. Los muestreos realizados no parecen ser suficientes para estimar la diversidad, como lo muestran las curvas de rarefacción obtenidas, lo cual puede deberse a la gran cantidad de especies raras encontradas.

En Valle Alto las especies más abundantes fueron: *Hesperomeles ferruginea*, *Miconia salicifolia* y *Miconia* sp. En la cobertura de bosque y subpáramo se observó mayor dominancia de pocas especies, mientras que en el páramo se presentó mayor equidad en la distribución de las abundancias. Los arbustos son el hábito de crecimiento mejor representado a lo largo del gradiente altitudinal, y aparecen como dominantes en todas las coberturas, mientras que el hábito arbóreo disminuye drásticamente en el subpáramo, donde los hábitos herbáceos dominan.



Figura 1.6. Panorámica de Valle Alto

La diversidad estimada mediante los índices de Shannon y Simpson registra mayores valores en el páramo que en el bosque. La riqueza de especies también muestra que en el bosque hay menor cantidad de especies que en las demás coberturas. Los índices de similitud de Bray-Curtis y de Sorensen evidencian que el bosque es diferente a las estaciones del páramo en cuanto a composición de especies.

1.4.6 Análisis del complejo de páramos de Sonsón

La mayor elevación del complejo en el departamento de Antioquia se registra en el páramo Las Palomas a 3310 m s. n. m., superada por Valle Alto en el departamento de Caldas, con 3580 m s. n. m. La orientación de la cobertura paramuna se presenta principalmente hacia la vertiente occidental de la cordillera, ya que el costado oriental se caracteriza por la presencia de rocas escarpadas y zonas con excesivas pendientes.

Estos cerros presentan pequeños fragmentos de vegetación paramuna en sus partes más altas, sobre el filo de la montaña; además, en ellos se evidencia la dominancia de pastos y otras hierbas y una escasa presencia de poblaciones de *Espeletia*. La cobertura de transición suele ser muy marcada y de muy difícil acceso por la topografía, mientras que el bosque altoandino sigue disminuyendo debido a la extracción de recursos y a la ganadería, conservándose generalmente los sitios más pendientes y de difícil acceso.

El inventario total para el complejo arrojó un monto de 63 familias de plantas vasculares, 153 géneros y 335 especies (tabla 1.2). Las familias con mayor número de especies registradas en el complejo son las asentadas, principalmente por autores como Sklenár *et al.* (2005), para los ecosistemas paramunos (Asteraceae, Bromeliaceae, Orchidaceae y Poaceae), acompañadas de otras muy comunes en los bosques altoandinos (Melastomataceae, Ericaceae, Rubiaceae y Rosaceae).

Tabla 1.2. Familias de plantas vasculares encontradas en el complejo y número de géneros y de especies

Familia	N.º de géneros	N.º de especies
Actinidiaceae	1	1
Adoxaceae	1	2
Alstroemeriaceae	1	2
Apiaceae	2	4
Aquifoliaceae	1	6
Araliaceae	3	9
Arecaceae	1	1
Asteraceae	15	30

Berberidaceae	1	1
Boraginaceae	2	2
Bromeliaceae	6	24
Brunelliaceae	1	3
Campanulaceae	2	5
Celastraceae	1	1
Chloranthaceae	1	3
Clethraceae	1	4
Clusiaceae	1	6
Columelliaceae	1	1
Cunnoniaceae	1	4
Cyclanthaceae	1	1
Cyperaceae	5	8
Elaeocarpaceae	1	1
Ericaceae	9	20
Eriocaulaceae	1	3
Escalloniaceae	1	3
Gentianaceae	2	3
Gesneriaceae	4	4
Gunneraceae	1	1
Hypericaceae	1	2
Iridaceae	1	1
Juncaceae	1	2
Lamiaceae	2	2
Lauraceae	2	5
Loranthaceae	4	5
Melastomataceae	8	37
Myricaceae	1	2
Myrtaceae	3	5
Orchidaceae	11	24
Orobanchaceae	1	2
Oxalidaceae	1	1
Passifloraceae	1	2
Pentaphragmaceae	2	6

Phytolaccaceae	1	1
Piperaceae	2	5
Plantaginaceae	1	1
Poaceae	10	17
Polygalaceae	1	5
Polygonaceae	1	1
Primulaceae	3	8
Rhamnaceae	1	1
Rosaceae	5	12
Rubiaceae	6	8
Santalaceae	2	8
Scrophulariaceae	1	2
Siparunaceae	1	1
Smilacaceae	1	1
Solanaceae	4	5
Symplocaceae	1	4
Theaceae	1	2
Tofieldiaceae	1	1
Verbenaceae	1	1
Violaceae	1	1
Winteraceae	1	1
total	153	335

Las especies *Guzmania squarrosa*, *Clusia thurifera*, *Weinmannia elliptica* y *Clusia callejasii* son las más abundantes en todo el complejo, representadas en los muestreos por más de 100 individuos. Algunas especies solo se encontraron representadas por un individuo en todo el complejo, estas fueron: *Anthurium salgarensense*, *Axinaea* cf. *macrophylla*, *Axinaea* cf. *pennellii*, *Berberis* cf. *verticillata*, *Besleria reticulata*, *Blakea* sp., *Blechnum lechleri*, *Blechnum werckleanum*, *Castilleja fissifolia*, *Cavendishia* aff. *guatapeensis*, *Cavendishia guatapeensis*, *Clusia cuneifolia*, *Columnea* sp., *Cordia acuta*, *Cyathea caracasana*, *Cyathea delgadii*, *Cyathea suprastrigosa*, *Cybianthus humilis*, *Dendrophthora virgata*, *Diplostegium bicolor*, *Drymonia* cf. *crassa*, *Espeletia* sp., *Eugenia byssacea*, *Faramea flavicans*, *Freziera sessiliflora*, *Geissanthus* sp. 2, *Geonoma orbignyana*, *Laurina*, *Jamesonia verticalis*, *Jungia ferruginea*, *Miconia* cf. *Velutina*, *Miconia psychrophila*, *Ocotea macropoda*,

Pentacalia aff. *vaccinioides*, *Phlegmariurus brongniartii*, *Racinaea michelii*, *Rubus* aff. *nubigenus*, *Rubus bogotensis*, *Rubus robustus*, *Rumex acetosella*, *Sapium stylare*, *Saurauia stapfiana*, *Schefflera quinduensis*, *Senecio formosanus*, *Themistoclesia* aff. *mucronata*, *Thibaudia floribunda* y *Uncinia subsacculata*. Es importante destacar en este complejo la ocurrencia de una especie de *Espeletia* endémica (solamente registrada para el cerro Las Palomas), la cual representa una novedad taxonómica.

Los estimadores de riqueza para el complejo Sonsón evidencian que el páramo La Vieja es el sitio con mayor riqueza de especies, seguido por Las Palomas, Norí, el Alto de Chaverras y por último Valle Alto. La riqueza no se distribuye de acuerdo con un patrón general, sino que más bien depende de cada caso puntual, observándose en algunos lugares, como Valle Alto y el Alto de Chaverras, un aumento proporcional a la altura sobre el nivel del mar, mientras que en otros, como La Vieja, Las Palomas y cerro Norí, disminuye con la altura, como es de esperarse en estos ecosistemas.

Valle Alto presenta una gran perturbación antrópica, tanto en sus bosques como en sus coberturas paramunas, mientras que el Alto de Chaverras no presenta un herbazal continuo, sino más bien un arbustal con algunos parches de hierbas, factores que podrían tener algunas implicaciones en la distribución de su riqueza.

De acuerdo con los índices de diversidad de Shannon-Wiener y Simpson, el cerro La Vieja aparece como el sitio con mayor diversidad, seguido por Las Palomas, Norí y el Alto de Chaverras. Valle Alto posee la menor diversidad estimada para este complejo; sin embargo, los altos valores en estos índices indican que, en general, todo el complejo es bastante diverso.

Las especies más comunes y representativas en el ecosistema de bosque altoandino fueron: *Tibouchina lepidota*, *Weinmannia rollottii*, *Geissanthus occidentalis*, *Gordonia fruticosa*, *Sphaeradenia laucheana*, *Quercus humboldtii*, *Clusia callejasii*, *Viburnum pichinchense*, *Weinmannia multijuga*, *Clusia thurifera*, *Schefflera trianae*, *Sphaeradenia laucheana*, *Hedyosmum goudotianum* y *Weinmannia elliptica*. Aunque algunas de estas especies también pueden encontrarse en el páramo, representan típicos y abundantes elementos de la cobertura del bosque.

En los herbazales del páramo fue común encontrar representantes de las familias Asteraceae, Ericaceae, Poaceae, Bromeliaceae y Orchidaceae. A nivel de especie, *Chusquea londoniae*, *Monochaetum strigosum*, *Themistoclesia epiphytica*, *Baccharis antioquensis*, *Pernettya prostrata*, *Symbolanthus gaultherioides*, *Cortaderia hapalotricha*, *Disterigma acuminatum*, *Themistoclesia pennellii*, *Bulbostylis juncooides* y *Paepalanthus meridensis* figuran como las más comunes en todo el muestreo.

Estudios realizados con la misma metodología en los páramos de Sotará, Barragán y Pisba corroboran la alta diversidad del complejo de páramos de Sonsón, en especial si se compara el tamaño de sus áreas. En el páramo de Sotará, que se ubica sobre la

cordillera Central en el departamento del Cauca (con una extensión de 37 462 ha), se registraron 306 especies de plantas vasculares (IAVH y Universidad del Cauca, 2014); mientras que en el páramo de Barragán, sobre la misma cordillera en el departamento del Tolima (con una extensión aproximada de 27 902 ha), se registraron 60 especies, pertenecientes a 48 familias (IAVH y Universidad del Tolima, 2013); finalmente, en el páramo de Pisba, ubicado sobre la cordillera Oriental en el departamento de Boyacá (con una extensión de 81 481 ha), solo se registraron 54 especies, de 49 géneros y 35 familias (IAVH y Grupo de Estudio en Sistemas Andinos, 2014).

Según las exploraciones y los registros depositados en el HUA, la diversidad alfa de angiospermas encontrada en el páramo de Santa Inés es similar a la encontrada para el complejo Sonsón. Estos resultados confirman una vez más la alta diversidad del complejo que ya había sido reportada previamente por autores como Cogollo, Rincón y Duque (1998).

Rangel y Garzón (1995) identificaron los grupos de plantas más representativos para el área del Parque Nacional Natural Los Nevados. Estos autores reportan para la zona de vida paramuna 471 especies, 176 géneros y 68 familias. Aunque las familias y géneros registrados en ambos complejos tienden a ser los elementos típicos de páramo, Sonsón presenta diferencias con este complejo, particularmente en la representatividad de familias como Scrophulariaceae, Caryophyllaceae, Apiaceae y de géneros como *Solanum*, *Asplenium*, *Lachemilla* y *Bomarea*, los cuales no fueron tan comunes en los muestreos realizados en el presente estudio.

Los resultados obtenidos en este estudio permitieron encontrar nuevos registros para la flora de Antioquia, tales como *Aetanthus dichotomus*, *Blechnum auratum*, *Blechnum lechleri*, *Disterigma microphyllum*, *Hesperomeles goudotiana*, *Ilex obtusata*, *Macrocarpaea ovalis*, *Monnina myrtilloides*, *Phlegmariurus brongniartii*, *Phlegmariurus eversus* y *Psidium pedicellatum*.

Al realizar las comparaciones de la composición florística entre las cinco localidades muestreadas mediante el índice de similitud de Sorensen (figura 1.7), se encontró un patrón de agrupamiento en el cual las coberturas de subpáramo (arbustal) y páramo (herbazal) eran más similares entre sí que con la cobertura de bosque.

Asimismo, el análisis de agrupamiento integrado para las cinco localidades del complejo muestra diferencias entre Valle Alto y las restantes áreas (figura 1.8). Con respecto a las áreas de páramo ubicadas en el departamento de Antioquia no hay un patrón de afinidad claramente identificable.

Los IVI fueron estimados para el complejo en conjunto, donde se destacan las especies con los valores más altos (figura 1.9). La mayoría de estas especies son de hábito arbóreo y arbustivo, aunque algunas hierbas presentan importantes valores

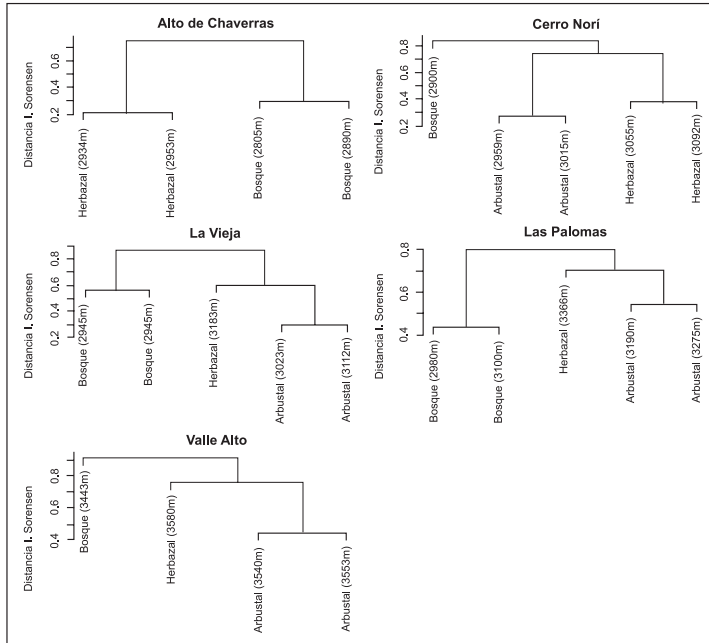


Figura 1.7. Dendrogramas contruidos a partir del índice de similitud de Sorensen. El agrupamiento se presenta entre estaciones por páramo; y entre paréntesis, aparece el nivel altitudinal de cada cobertura.

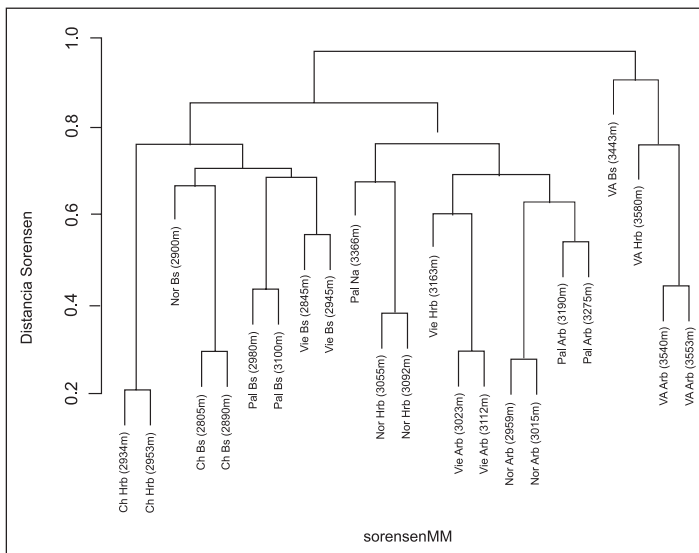


Figura 1.8. Dendrogramas de agrupamiento de los cinco páramos del complejo Sonsón, discriminados por estación y composición de especies (índice de Sorensen). Her: Herbazal; Arb: Arbustal; Bs: Bosque; VA: Valle Alto; Nor: cerro Nori; Vie: La Vieja; Ch: Alto de Chaverras; Pal: Las Palomas.

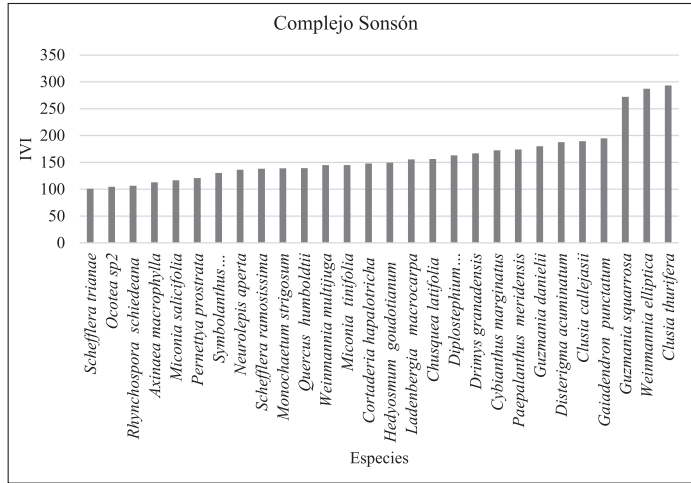


Figura 1.9. IVI estimado para las especies con mayor valor obtenido para este parámetro en la totalidad del complejo Sonsón.

que pueden explicarse de acuerdo a su abundancia. *Clusia thurifera*, *Weinmannia elliptica* y *Guzmania squarrosa* se destacan como las de mayor IVI.

1.4.7 Especies importantes por su estado de conservación

Los muestreos permitieron también establecer la ocurrencia de 39 especies con algún grado de amenaza para su conservación, la mayoría de ellas pertenecientes a familias como Orchidaceae y Bromeliaceae (tabla 1.3).

Tabla 1.3. Especies del complejo Sonsón que presentan alguna categoría de amenaza. CITES: Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres; LC: preocupación menor; NT: casi amenazada; VU: vulnerable; EN: en peligro; CR: en peligro crítico.

Especie	Categoría
<i>Maxillaria embreei</i> Dodson	cites ii, ne
<i>Elleanthus maculatus</i> (Lindl.) Rchb. f.	cites ii
<i>Elleanthus aurantiacus</i> (Lindl.) Rchb. f.	cites ii
<i>Mikania jamesonii</i> B. L. Rob.	cr
<i>Racinaea michelii</i> (Mez) M. A. Spencer y L. B. Sm.	lc
<i>Racinaea spiculosa</i> (Griseb.) M. A. Spencer y L. B. Sm.	lc
<i>Guzmania squarrosa</i> (Mez y Sodiro) L. B. Sm. y Pittendr.	lc

<i>Ocotea</i> aff. <i>javitensis</i> (Kunth) Pittier	lc
<i>Geonoma undata</i> Klotzsch	nt
<i>Miconia</i> cf. <i>resima</i> Naudin	vu
<i>Cyathea andina</i> (H. Karst.) Domin	cites ii
<i>Axinaea</i> cf. <i>merianiae</i> (DC.) Triana	lc
<i>Axinaea</i> cf. <i>pennellii</i> Gleason	cr
<i>Puya trianae</i> Baker	lc
<i>Uncinia subsacculata</i> G. A. Wheeler y Goetgh.	vu
<i>Greigia vulcanica</i> André	nt
<i>Guzmania danielii</i> L. B. Sm.	nt
<i>Cyathea delgadii</i> Sternb.	cites ii
<i>Guzmania confinis</i> L. B. Sm.	lc
<i>Cyathea suprastrigosa</i> (Christ) Maxon	cites ii
<i>Cyathea pallescens</i> (Sodirol) Domin	cites ii
<i>Guzmania nidularioides</i> L. B. Sm. y Read	nt
<i>Greigia danielii</i> L. B. Sm.	nt
<i>Miconia resima</i> Naudin	vu
<i>Quercus humboldtii</i> Bonpl.	vu
<i>Epidendrum secundum</i> Jacq.	cites ii
<i>Epidendrum macrostachyum</i> Lindl	cites ii
<i>Puya cryptantha</i> Cuatrec.	nt
<i>Epidendrum chioneum</i> Lindl.	cites ii
<i>Racinaea riocreuxii</i> (André) M. A. Spencer y L. B. Sm.	lc
<i>Cyathea lechleri</i> Mett.	cites ii
<i>Ceroxylon quindiuense</i> (H. Karst.) H. Wendl.	en
<i>Cyathea meridensis</i> H. Karst.	cites ii
<i>Guzmania coriostachya</i> (Griseb.) Mez	lc
<i>Elleanthus maculatus</i> (Lindl.) Rchb. f.	cites ii
<i>Psidium pedicellatum</i> McVaugh	en
<i>Cyathea caracasana</i> (Klotzsch) Domin	cites ii
<i>Geonoma orbignyana</i> Mart.	nt

Los resultados del presente trabajo muestran que el ascenso en el gradiente altitudinal no explica satisfactoriamente los cambios de una cobertura vegetal, ya que es el resultado de varios factores (clima, altitud, efectos antrópicos, relieve, etc.) que en conjunto operan sobre la vegetación, dando lugar a contextos muy específicos para

cada localidad. Basado en esto, el ecosistema de páramo no depende exclusivamente de la altura para su ocurrencia, y a menudo es posible encontrar fragmentos de este en claros del bosque donde las corrientes de aire y humedad favorecen un ambiente de bajas temperaturas. Sin embargo, el tipo de hábito podría ser determinante para explicar el paso de una cobertura a la siguiente, ya que se advierten puntos de disminución y aparición de otros en zonas de transición.

El complejo Sonsón presenta altos índices de diversidad, con disminución en los sitios de mayor perturbación antrópica. En cuanto a la diversidad puntual, La Vieja aparece como el sitio de mayor diversidad de especies vegetales y Valle Alto el de menor; sin embargo, los altos valores en los índices de Shannon y Simpson indican que, en general, todo el complejo es bastante diverso. Valle Alto es una localidad notablemente diferente a las restantes áreas del complejo, en cuanto a la composición de especies de plantas, la cual se asemeja más a la encontrada en el complejo Nevado del Ruiz (figuras 1.7 y 1.8). Alto de Chaverras también es un caso particular en el complejo, ya que, como se deduce de los dendrogramas de similitud para este sitio, la cobertura de herbazal ha sido en su mayoría colonizada por arbustos, y esto posiblemente se debe a la baja altitud de la localidad.

De los IVI calculados para las especies del complejo Sonsón (figura 1.9), se concluye que en las coberturas de bosque las especies con más importancia ecológica son *Quercus humboldtii* y *Hedyosmum goudotianum*. En los arbustales esta representación está principalmente a cargo de especies como *Clusia thurifera*, *Guzmania danielii*, *Guzmania squarrosa* y *Weinmannia elliptica*, mientras que en los herbazales *Gaiadendron punctatum*, *Cortaderia hapalotricha* y *Diplostephium rosmarinifolium* resultaron ser los más representativos. Especies del género *Espeletia*, las cuales son un abundante elemento del páramo, no fueron reportados en la presente estación, estas solamente se distribuyen en el herbazal de Las Palomas y en una pequeña población encontrada en La Vieja. Con respecto a las formas y hábitos de crecimiento, es evidente que las especies de plantas menos representativas de páramo, es decir, las menos abundantes o frecuentes, son especies de hábito principalmente arbustivo, que aunque colonizan o son parte del ecosistema de páramo no son dominantes en él. En los herbazales que no presentan *Espeletia*, la dominancia está a cargo de algunas especies de las familias Cyperaceae y Poaceae, especialmente de géneros como *Bulbostylis* y *Cortaderia*.

Con los trabajos de campo realizados en este complejo, se pudo dar a conocer la ocurrencia de áreas de páramo que no fueron consideradas en la delimitación inicial del complejo. Es así como los cerros La Vieja y Norí, con altitudes de 3112 y 3092 m s. n. m., respectivamente, exhiben coberturas vegetales que fisionómicamente están acordes con lo descrito para los ecosistemas de páramo. Esto se evidencia también en la composición de especies, donde se observa la carencia de formas

arbóreas, sumado a la ocurrencia de especies indicadoras de páramo de géneros como *Espeletia*, *Paepalanthus*, *Cortaderia*, *Calamagrostis* y *Bomarea*. Los muestreos y los resultados de estos soportan la propuesta de inclusión de estas localidades dentro del área del complejo.

Referencias bibliográficas

- Bray, J. y Curtis, J. (1957). An Ordination of the Upland Forest Communities of Southern Wisconsin. *Ecological Monographs*, 27(4), 325-349.
- Cabrera, M. y Ramírez, W. (Eds.). (2014). *Restauración ecológica de los páramos de Colombia: transformación y herramientas para su conservación*. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAVH).
- Chao, A. y Lee, S. (1992). Estimating the Number of Classes via Sample Coverage. *Journal of the American Statistical Association*, 87(417), 210-217.
- Cogollo, Á., Rincón, H. y Duque, A. (1998). *Un encuentro con la diversidad. Flora de los bosques de niebla y del páramo de Sonsón*. Medellín: Publimpresos.
- Colombia. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. Resolución 937. (27 de mayo, 2011). Por la cual se adopta la cartografía elaborada a escala 1:250.000, proporcionada por el Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt para la identificación y delimitación de los Ecosistemas de Páramo y se adoptan otras determinaciones. Diario Oficial. Bogotá: 2011, 48 082.
- Cornare. (1994). *Plan de manejo del páramo de Sonsón, Argelia y Nariño*. El Santuario (Antioquia): Autor.
- Cuatrecasas, J. (1954). *Outline of Vegetation Types in Colombia*. VIII Congrès International de Botanique, Rapports et Communications, sección VII, 77-78, París, Francia.
- . (1958). Aspectos de la vegetación natural de Colombia. *Revista Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 10(40), 221-264.
- Guhl, E. (1982). *Los páramos circundantes de la Sabana de Bogotá*. Bogotá: Jardín Botánico José Celestino Mutis.
- Hernández, J., Hurtado, A., Ortiz, R. y Walschburger, T. (1992). Unidades biogeográficas de Colombia. En G. Halffter (Comp.), *La diversidad biológica de Iberoamérica 1* (pp. 105-151). México: Acta Zoológica Mexicana e Instituto de Ecología.
- Hofstede, R., Segarra, P. y Mena, P. (2003). *Los páramos del mundo. Proyecto Atlas Mundial de los Páramos*. Quito: Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), Global Peatland Initiative y Ecociencia.
- IAVH y Grupo de Estudio en Sistemas Andinos. (2014). Caracterización de flora, edafofauna epigea, anfibios y aves del complejo de páramos Pisba, Boyacá. 3008 registros, aportados

- por Sarmiento, M. y Rocha, C. Recuperado de http://ipt.sibcolombia.net/iavh/resource.do?r=paramo_pisba_2013
- IAVH y Universidad del Cauca. (2014). Caracterización de flora, edafofauna epígea, anfibios y aves del complejo de páramos de Sotará, Cauca. 2789 registros, aportados por Zambrano, G., Gómez, L., Vergara, H., Bechoche, J. Recuperado de http://ipt.sibcolombia.net/iavh/resource.do?r=paramo_sotara_2013
- IAVH y Universidad del Tolima. (2013). Caracterización de flora, edafofauna epígea, anfibios y aves del complejo páramos Chilí - Barragán, Tolima. 3919 registros, aportados por Sarmiento, M., Villa, F., Moreno, J., Sanabria, J., Ortiz, V., Reinoso, G., Losada, S., Bernal, M., Beltrán, C., Yara, C., Vásquez, J., Arango, V. y Bejarano, D. Recuperado de http://ipt.sibcolombia.net/iavh/resource.do?r=paramo_chilibarragan_2013
- Luteyn, J. y Churchill, S. (1999). *Páramos: A Checklist of Plant Diversity, Geographical Distribution, and Botanical Literature*. Nueva York: New York Botanical Garden Press.
- Marín, C. (2013). *Propuesta metodológica para caracterizar las coberturas vegetales en los páramos de Santurbán y Rabanal. Proyecto páramos y sistemas de vida*. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAVH). Documento interno.
- Monasterio, M. (1980). Las formaciones vegetales de los páramos de Venezuela. En M. Monasterio (Ed.), *Estudios ecológicos en los páramos andinos* (pp. 93-158). Mérida: Editorial de la Universidad de Los Andes.
- Morales, M., Otero, J., Van der Hammen, T., Torres, A., Cadena, C., Pedraza, C., Rodríguez, N., Franco, C., Betancourth, J., Olaya, E., Posada, E. y Cárdenas, L. (2007). *Atlas de Páramos de Colombia*. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAVH).
- Rangel, J. O. (2000). Clima de la región paramuna en Colombia. En J. Rangel (Ed.), *Colombia. Diversidad biótica. III: La región de vida paramuna* (pp. 85-128). Bogotá: Instituto de Ciencias Naturales de la Universidad Nacional de Colombia.
- Rangel, J. O. y Garzón, A. (1995). Sierra Nevada de Santa Marta-Colombia (con énfasis en la parte norte transecto del río Buriticá-La Cumbre). En J. Rangel (Ed.), *Colombia. Diversidad biótica. I* (pp. 155-170). Bogotá: Instituto de Ciencias Naturales de la Universidad Nacional de Colombia.
- Sarmiento, C., Cadena, C., Sarmiento, M. y Zapata, J. (2013). *Aportes a la conservación estratégica de los páramos de Colombia: actualización de la cartografía de los complejos de páramo a escala 1:100 000*. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Shannon, C.E. & Weaver, W. (1949). *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois Press, Urbana.
- Simpson, E. H. (1949). Measurement of Diversity. *Nature*, 163, 688.

- Sklenár, P., Luteyn, J., Ulloa, C., Jorgensen, P. y Dillon, M. (2005). *Flora genérica de los páramos. Guía ilustrada de las plantas vasculares*. Nueva York: New York Botanical Garden Press.
- Sorensen, T. (1948). A Method of Establishing Groups of Equal Amplitude in Plant Sociology Based on Similarity of Species Content, and its Application to Analyses of the Vegetation on Danish Commons. *Biologiske Skrifter*, 5(4), 1-34.
- Van der Hammen, T. y Rangel, O. (1997). El estudio de la vegetación en Colombia (recuento histórico-tareas futuras). En J. Rangel, P. Lowy y M. Aguilar (Eds.), *Colombia, Diversidad Biótica. II: Tipos de vegetación en Colombia* (pp. 17-57). Bogotá: Instituto de Ciencias Naturales de la Universidad Nacional de Colombia.
- Vásquez, A. y Buitrago, A. (Eds.). (2011). *El gran libro de los páramos*. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAVH).
- Whittaker, R. (1972). Evolution and Measurement of Species Diversity. *Taxon*, 21(2-3), 213-251.

PROSPECCIÓN Y VALORACIÓN DEL ESTADO DE CONSERVACIÓN DE UNA ISLA ARTIFICIAL EN EL EMBALSE PEÑOL-GUATAPÉ

Yesenia Betancur Sánchez
Mario Alberto Quijano Abril

Grupo de Estudios Florísticos. Herbario Universidad
Católica de Oriente

Introducción

Los bosques montanos tropicales representan uno de los ecosistemas más diversos del mundo, especialmente en los Andes orientales, donde algunos autores los han considerado “puntos calientes” de biodiversidad (Myers, Mittermeier, Mittermeier, Fonseca y Kent, 2000). Estos bosques también están catalogados como uno de los ecosistemas más amenazados en la actualidad, y existen estimativos de que el 90 % de ellos ha desaparecido en el norte de la cordillera de los Andes (Hamilton, 2001; Arenas, 1995). Aunque permanentemente se afirma que los ecosistemas húmedos tropicales son los que albergan la mayor diversidad en el mundo, es importante resaltar la singularidad de la biota de los bosques montanos, que no es tan diversa pero sí más rica en especies endémicas. El criterio de niveles de diversidad no debe ser el único factor determinante para la definición de prioridades de conservación en Colombia, más aún cuando varios de los ecosistemas de montaña actualmente se encuentran seriamente amenazados (Hernández, Ortiz, Walschburger y Hurtado, 1992).

La región andina colombiana y sus bosques han sido el foco de diversos impactos antrópicos, lo cual ha disminuido notablemente sus coberturas vegetales originales (Rubio, Ulloa y Rubio, 1998). Actualmente, en esta región se encuentra la mayor parte de la actividad socioeconómica del país, se presentan severos procesos de transformación, una de las principales causas directas de la pérdida de diversidad biológica (Navarro, Hincapié y Silva, 2005). La deforestación y los cambios en los ecosistemas naturales, como la construcción de hidroeléctricas, contribuyen a que desaparezcan especies altamente especializadas, se favorezcan el establecimiento de predadores oportunistas y la diseminación de parásitos; asimismo, se alteran los sistemas de polinización, se interfiere con el ciclo de nutrientes, se modifican los flujos locales de materia, así como de energía, y se afectan dramáticamente las interacciones entre las especies (Soulé, 1992).

Antioquia cuenta con una superficie aproximada de 6,3 millones de ha, de las cuales 2,2 millones presentan algún tipo de cobertura vegetal. Para las plantas se cuenta con un estimativo de 10 000 especies, de las cuales 8302 están identificadas en el catálogo de las plantas vasculares del departamento, estimándose que un gran número aún permanece desconocido para la ciencia dada la vasta extensión y complejidad del territorio (Callejas e Idárraga, 2011). Históricamente, en el departamento de Antioquia se han generado transformaciones significativas de los ecosistemas naturales para dar paso al desarrollo agropecuario, minero, industrial, urbanístico e hidroeléctrico; estos procesos generalmente se han realizado sin un adecuado control ni planificación y han puesto a numerosas especies animales y vegetales en peligro de extinción local, encontrándose en este departamento el mayor número de especies vegetales incluidos en el listado preliminar de la flora con algún grado de amenaza en el país, con una cantidad que supera las 400 especies bajo diferentes niveles de riesgo de extinción (DAMA y RMCAB, 2005).

El Oriente Antioqueño hace parte de la cordillera Central de los Andes colombianos y su posición geográfica está influenciada por las cuencas de los ríos Nare y Negro. Esta subregión está delimitada por el río Porce al norte, el río Magdalena al oriente, el Valle de Aburrá al occidente y la división política del departamento de Caldas al sur. Esta área cuenta con una importante cantidad de zonas de vida, como por ejemplo, el páramo de Sonsón, una zona de bosque húmedo tropical y el sistema del Altiplano. En esta se encuentran los principales embalses hidrográficos del país: Peñol-Guatapé, Playas, Punchiná, Riogrande II, Miraflores, Porce II y las represas de La Fe y Piedras Blancas. Dada su ubicación estratégica la subregión del Oriente Antioqueño cuenta con una gran diversidad de recursos naturales y condiciones ambientales, que hacen de ella una de las más importantes fuentes de recursos vegetales del país. Todos estos recursos se ven en peligro por las altas tasas de deforestación y de urbanismo que se desarrollan en la zona, consecuencia del crecimiento demográfico, del desarrollo de proyectos hidroeléctricos, del incremento de la demanda de productos forestales y de nuevas tierras para agricultura y ganadería, lo cual ha llevado a una notable disminución en el área cubierta por bosque (Gómez y Rodríguez, 2006).

El municipio de El Peñol se encuentra ubicado en la subregión Aguas, según la distribución que tiene la Corporación Autónoma Regional de las Cuencas de los Ríos Negro y Nare (Cornare), con una extensión de 148 km²; presenta una temperatura media anual de 18 °C y una precipitación de 2600 mm anuales. El municipio se encuentra ubicado a 1950 m s. n. m. y presenta dos pisos térmicos definidos, clima medio en el 62,16 % de su área y clima frío en el resto de su superficie.

El Peñol ha sufrido grandes cambios a lo largo de su historia, ya que en la década del setenta se construyó el embalse Peñol-Guatapé, el cual comprometió el traslado de la cabecera municipal hacia áreas más altas. Este megaproyecto trajo consigo una

serie de situaciones que afectaron en muchos aspectos las condiciones de vida de los habitantes de esta localidad (DAPARD, CISP y MASER, 2006). En la actualidad, los usos del suelo del municipio están distribuidos en zonas inundadas por la hidroeléctrica, bosques plantados protectores del embalse, pastos y áreas agrícolas. Asimismo, los relictos de bosque nativo de este municipio han sido talados en gran parte, debido a los procesos urbanísticos y agropecuarios (Alzate, 2008).

Teniendo en cuenta el grado de afectación de los bosques en esta región y los pocos estudios ecológicos y florísticos registrados en zonas de explotación hidroeléctrica en el país, se realizó un estudio de la vegetación presente en una isla ubicada en inmediaciones del embalse Peñol-Guatapé. Esta investigación estuvo enfocada en caracterizar las diferentes unidades florísticas y su estado de conservación con base en los criterios establecidos por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) y los *Libros rojos* publicados para Colombia; también se documentaron los principales y potenciales usos etnobotánicos de las especies presentes en esta zona. Se espera que este trabajo sirva como una línea base que permita estudios más detallados sobre ecología de poblaciones para las a nivel poblacional de las especies que habitan estos islotes y el papel que juega el aislamiento generado por el espejo de agua en la ecología y restauración de estos fragmentos de bosque.

2.1 Metodología

2.1.1 Área de estudio

El estudio se realizó en una isla artificial del municipio de El Peñol ubicada en el embalse Peñol-Guatapé, específicamente en un fragmento de bosque húmedo premontano (bh-PM) en gran parte inundado en el proceso de llenado del embalse. El predio comprende la parte más alta de una montaña con fragmentos de vegetación nativa. Después de la etapa de inundación del embalse esta área quedó al descubierto y aislada de su entorno. Durante aproximadamente cuarenta y un años la vegetación de esta área se ha mantenido protegida por su aislamiento. No obstante, han ocurrido algunos procesos de intervención antrópica, especialmente en sus extremos limítrofes. Esta isla artificial, conocida comúnmente por los habitantes de El Peñol como la “Isla del Sol”, se encuentra en la mitad del embalse, a una altitud de 1900 m s. n. m., con una temperatura promedio de 19 °C y una precipitación promedio anual de 2500 mm, y está localizada a 6° 16' 22.432" N, 75° 11' 20.496" O (figura 2.1).

2.1.2 Inventario florístico

El inventario de flora se realizó dentro del área boscosa ubicada en la Isla del Sol, propiedad del municipio de El Peñol. Como parte inicial del análisis, se realizó una

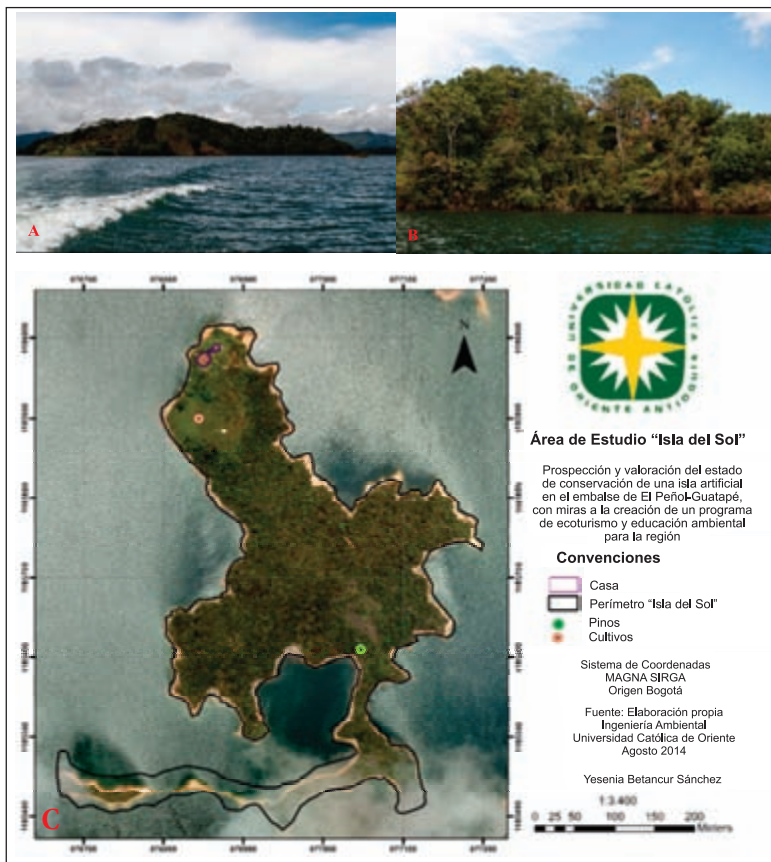


Figura 2.1. Características del área de estudio. A) Panorámica "Isla del Sol"; B) Vista extremo norte; C) Perímetro y localización geográfica del área de estudio.

visita previa para determinar las áreas más importantes a caracterizar. Se realizaron muestreos rápidos de vegetación –según el Procedimiento de Evaluación Rápida (RAP)–, para los cuales se trazaron transectos semipermanentes, siguiendo la metodología de ISA y JAUM (2001), que consistió en establecer diez parcelas rectangulares de 4 x 50 m. En cada transecto se muestrearon los individuos con un dap $\geq 2,5$ cm a una altura de 1,3 m por encima de la superficie del suelo. De los individuos se colectaron preferiblemente ramas con partes reproductivas, las cuales permitieron la identificación taxonómica en el herbario con mayor precisión. Adicionalmente, en el lado considerado como lado derecho, con relación al punto de inicio de la parcela, se registraron los individuos que por su porte o hábito de crecimiento no alcanzaban un dap $\geq 2,5$ cm. A cada individuo colectado se le midieron variables como el dap en cm, la altura total y, a su vez, toda la información dendrológica necesaria para su identificación, como la presencia de exudados, los olores, entre otros. Toda la

información en campo se diligenció bajo formatos previamente elaborados (Ariza, Toro y Lores, 2009).

Para el proceso de herborización (colecta, secado, identificación, e inclusión en el herbario) del material colectado, se aplicó la metodología propuesta por Liesner (1996), todo el material botánico fue procesado en el Herbario Universidad Católica de Oriente (HUCO), donde se incluyó el original de las colecciones botánicas.

Evaluación del estado de conservación de las especies registradas

Para determinar el estado de conservación de las especies colectadas, se utilizaron los criterios de calificación de riesgo de extinción propuestos por la UICN (1999), dado que esta lista tiene un enfoque global para evaluar el grado de susceptibilidad de especies a la extinción; al igual que los *Libros rojos* publicados para Colombia y los estudios realizados por Gómez y Rodríguez (2006) y Alzate, Gómez y Rodríguez (2008) en el Valle de San Nicolás.

2.1.3 Registro fotográfico

Cada una de las especies colectadas fue fotografiada, lo cual permitió capturar la mayor cantidad de características para su identificación taxonómica. Con base en el registro fotográfico, se elaboró una guía ilustrada que resume la información relevante de los componentes vegetales, de manera tal que puede ser transmitida al personal encargado de la educación ambiental del municipio y, a su vez, a los futuros visitantes de la isla.

2.1.4 Análisis de la información

Con el objetivo de estimar el esfuerzo de muestreo y el grado de confianza del inventario florístico, se elaboró una curva de acumulación de especies. Asimismo, a partir de los datos de presencia-ausencia y la abundancia de las especies encontradas, se realizó un análisis de agrupamiento tipo *cluster* (dendrograma de asociación de los transectos) para determinar la similitud florística en los transectos evaluados. Para cuantificar la diversidad alfa dentro del bosque, se calcularon los índices de diversidad de Shannon, Simpson y Margalef. Los cálculos anteriores se realizaron mediante el software Biodiversity-Pro (McAleece, Lamshead, Patterson y Cage, 1997).

2.1.5 Índice de valor de importancia

Con el fin de analizar el predominio de las especies en el área de estudio, se calculó el índice de valor de importancia (IVI) (Curtis y McIntosh, 1950). El IVI está dado por la abundancia numérica de las especies, la frecuencia relativa y la biomasa. Este índice

se calcula solo para los individuos con $dap \geq 2,5$ cm y determina parámetros como densidad, frecuencia y dominancia tanto absoluta como relativa.

2.1.6 Estructura de la vegetación

Para la descripción de la estructura de la vegetación del bosque se tuvo en cuenta el número de estratos (estructura vertical) y se realizaron perfiles esquemáticos. Para la elaboración de estos perfiles se empleó la información de uno de los transectos de 0,1 ha, para lo cual siempre recomiendan utilizar los datos del transecto n.º 5; para esto se siguió la metodología propuesta por Rangel y Lozano (1986), ajustada para ecosistemas andinos, la cual contempla los siguientes tipos de estratos: arbustivo (1,5-5 m), subarbóreo (5-12 m), arbóreo inferior (12-25 m) y arbóreo superior (> 25 m). La estructura horizontal del bosque se describió a partir de la distribución del número de árboles por clase diamétrica (Villareal *et al.*, 2004).

2.1.7 Valoración de las potencialidades de las especies del bosque

Finalmente, se realizó la valoración de las potencialidades de las especies inventariadas, priorizando aquellas donde se reportaba algún tipo de uso. Para este proceso se contó con el apoyo de la comunidad, la cual suministró información acerca de los usos de las especies. Adicionalmente, se efectuó una revisión bibliográfica para complementar la información adquirida y los registros de nuevos usos. Las especies seleccionadas se clasificaron en categorías como: maderable, medicinal, dendroenergética y ornamental.

2.2. Resultados y discusión

2.2.1 Generalidades del bosque

La Isla del Sol cuenta con un área aproximada de 8,5 ha, donde se identificaron tres tipos de coberturas, entre las cuales se encuentran: un área de una plantación abandonada de pino patula (*Pinus patula*), que corresponde al 10 % del área total; un área compuesta por cultivos y pastos, que representa el 20 % del área; y un área de bosque secundario, que constituye el 70 % del área.

En la estructura vertical del bosque de la Isla del Sol predominan los individuos con alturas entre 5 y 14 m, y se encuentran individuos aislados con alturas de hasta 17 m. En la estructura horizontal se encontraron, en su mayoría, individuos con dap entre 2,5 y 19 cm. En las áreas de la isla que limitan con el embalse se observó gran cantidad de especies herbáceas acuáticas y terrestres, las cuales están expuestas a cambios drásticos en los niveles de agua del embalse, debido a factores antrópicos como la producción de energía y a afectaciones fuertes por el cambio climático (figura 2.2).



Figura 2.2. Cambios de nivel del embalse Peñol-Guatapé. En la presente figura se puede observar el sector periférico de la isla y las zonas aledañas, donde se aprecia el ascenso y descenso en el nivel del espejo de agua del embalse, el cual influye en el tipo de vegetación de borde encontrada en ciertas épocas del año. A) Puente cercano a la réplica del antiguo Peñol; B) Control manual de macrófitas invasoras; C) Panorámica del extremo oriental de la Isla del Sol, año 2012; D) Panorámica del extremo oriental de la Isla del Sol, año 2013.

A medida que la vegetación se aleja del límite del embalse hasta las partes más altas de la isla, la abundancia de las especies va aumentando notablemente y se encuentran individuos de porte arbóreo en estadios juveniles, así como diversas especies de lianas, epífitas, árboles y arbustos de rápido crecimiento (figura 2.3). Se observa una composición de especies diferente en los bordes de la isla, comparada con las zonas de pendiente media y la zona central. Este fenómeno puede ser por las diferentes radiaciones lumínicas, las cuales varían por la cobertura arbórea. Los valores de la intensidad lumínica por exceso o por defecto se pueden convertir en limitantes para las especies y definen así el intervalo de tolerancia; asimismo, a parte de la radiación natural, también podría influir la radiación reflejada por el embalse, la cual puede estar beneficiando o no a las especies, teniendo en cuenta que la luz es uno de los factores más importantes que regulan el crecimiento y desarrollo de las plantas (Serrada, 2008).

La flora del área de estudio ha sufrido grandes impactos antrópicos, como la reducción de su área, a causa de la construcción de la hidroeléctrica, la extracción de especies para producción maderera y el cultivo de especies introducidas para este mismo fin, ocasionando con esto la modificación del paisaje y la pérdida de gran parte de la flora nativa del municipio de El Peñol.

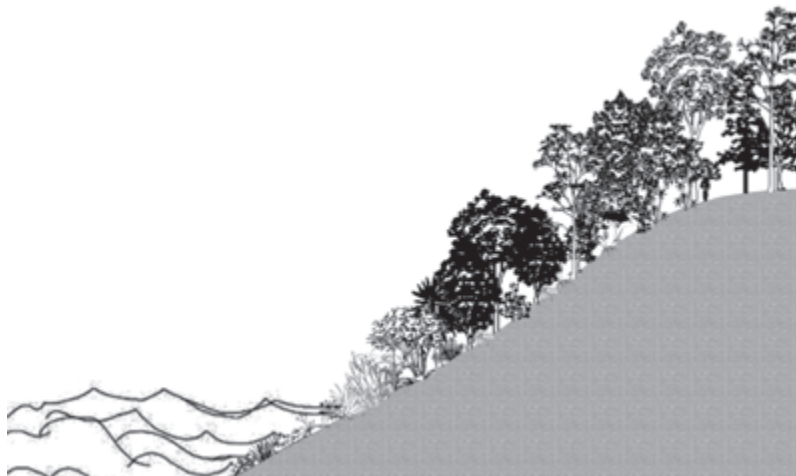


Figura 2.3. Representación gráfica de los grupos de plantas presentes a lo largo de la pendiente de la Isla del Sol.

2.2.2 Riqueza y composición florística

Con la inclusión de las colecciones generales se registraron en total 899 individuos, representados en 66 familias, 99 géneros y 95 especies. Entre las familias más representativas en cuanto al número de géneros y especies se encuentran: Melastomataceae (3 géneros y 9 especies), Piperaceae (2 y 5), Lauraceae (3 y 7), Clusiaceae (2 y 6) y Ericaceae (4 y 6). La composición florística a nivel de familias es congruente con los datos obtenidos por diversos autores para la franja premontana de los Andes (Gentry, 1992; Cavelier, Lizcaíno y Pulido, 2001; Ariza *et al.*, 2009), donde se reporta que las familias Melastomataceae, Lauraceae, Rubiaceae y Piperaceae son algunos de los grupos más diversos de los bosques andinos. Dentro de los géneros más representativos se encuentran: *Miconia* (6 especies), *Piper* (4) y *Clusia* (5).

De los individuos registrados en el inventario florístico se destaca una especie del género *Protium* (Burseraceae), la cual no ha sido descrita hasta el momento, siendo así una nueva especie para la ciencia. Asimismo, se presenta un nuevo registro para la flora del Oriente Antioqueño, la especie *Sterigma petalum colombianum* (Rhizophoraceae). En el presente estudio, además fueron reportadas otras especies que actualmente se encuentran en listados rojos regionales y nacionales, como es el caso de *Podocarpus oleifolius* (Podocarpaceae) y *Godoya antioquiensis* (Ochnaceae). Con estos hallazgos se demuestra la importancia de realizar este tipo de estudios en áreas del Oriente Antioqueño que no han sido exploradas aún, y que por la creciente intervención antrópica de la región tienden a desaparecer. Proyectos como el realizado en la Isla del Sol pueden llegar a contribuir a la conservación de ambientes afectados,

mostrando la necesidad de seguir profundizando en los inventarios de diversidad, debido a la cantidad de novedades taxonómicas a nivel local y regional.

La presencia de estas especies da un valor agregado a áreas como estas, que fueron afectadas y aisladas. Los crecientes programas de ecoturismo que están siendo diseñados para la región deberían, entre otros aspectos, incluir información sobre este tipo de hallazgos, de manera que se incentive el sentido de pertenencia por estos ecosistemas. Para algunos autores el ecoturismo permite reunir de manera beneficiosa los bosques, las personas, la vida silvestre y, del mismo modo, permite sensibilizar a los individuos acerca de las necesidades de conservación de estos ambientes naturales (Kaeslin y Williamson, 2010); sin embargo, en gran parte de los casos esta clase de programas ha perdido su rigurosidad académica y su finalidad.

En general, el bosque de la Isla del Sol presenta diferentes estados de perturbación. En la parte sur de la isla se encontró el área menos conservada y con una perturbación más alta; las franjas de bosque ripario menos perturbadas y con mayor cantidad de especies de bosque maduro se encuentran en la parte central y occidental de la isla. Los transectos presentan una diversidad moderada según los índices aplicados, evidenciando valores similares (tabla 2.1).

Tabla 2.1. Índices de diversidad para los transectos

Índices	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8	T9	T10
Dominancia Shannon	1,463	1,471	1,018	1,413	1,452	1,597	1,507	1,39	1,28	1,326
Diversidad de Simpson	0,034	0,044	0,197	0,043	0,036	0,019	0,029	0,042	0,047	0,052
Margaleff	74,83	66,39	71,12	69,20	72,04	73,90	69,5	71,66	80,61	73,90

2.2.3 Estructura de la vegetación

La estructura de la vegetación del bosque permitió destacar las especies más representativas de la zona, basada tanto en los perfiles de vegetación (estructura vertical) como en la distribución de los árboles por clase diamétrica (estructura horizontal).

2.2.3.1 Estructura vertical

En el análisis de la estructura vertical se lograron identificar individuos con alturas superiores a los 14 m; con base en este análisis, se definieron cuatro estratos de vegetación, siguiendo la metodología de Rangel y Lozano (1986): arbustivo, subarbóreo, arbóreo inferior y arbóreo superior (figura 2.4).

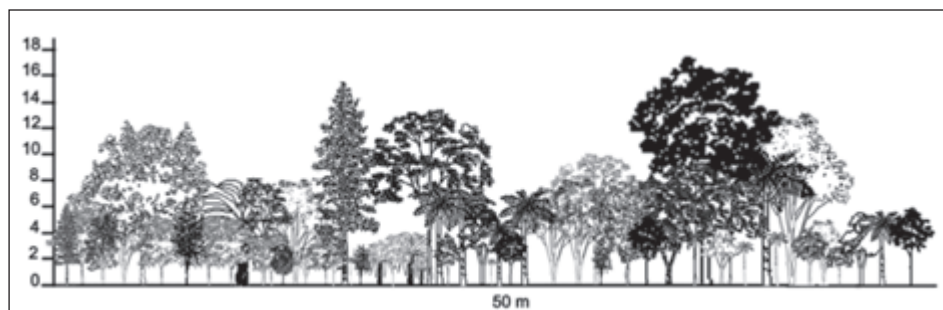


Figura 2.4. Perfil del bosque realizado a partir del transecto n.º 5

A continuación se presentan las especies encontradas en el transecto n.º 5 de acuerdo con los estratos de vegetación:

- Estrato arbustivo: *Guatteria cardoniana*, *Schefflera ferruginea*, *Geonoma orbignyana*, *Lepidaploa canescens*, *Tovomita weddelliana*, *Clusia latipes*, *Clusia ducu*, *Cyathea lechleri*, *Inga pezizifera*, *Persea* sp., *Ocotea floribunda*, *Ocotea leucoxylon*, *Miconia resima*, *Graffenrieda latifolia*, *Helicostylis tovarensis*, *Ficus americana*, *Hieronyma antioquensis*, *Piper archeri*, *Palicourea aschersonianoides* y *Elaeagia pastoensis*.
- Estrato subarbóreo: *Guatteria cardoniana*, *Tovomita weddelliana*, *Clusia hydrogera*, *Clusia latipes*, *Cyathea caracasana*, *Cyathea lechleri*, *Cavendishia macrocephala*, *Alchornea costaricensis*, *Inga pezizifera*, *Vismia baccifera*, *Ocotea leucoxylon*, *Persea cuneata*, *Helicostylis tovarensis*, *Myrcia* sp., *Podocarpus oleifolius*, *Elaeagia pastoensis* y *Zanthoxylum melanostictum*.
- Estrato arbóreo: *Tovomita weddelliana*, *Podocarpus oleifolius*, *Clusia latipes*, *Ocotea floribunda* y *Helicostylis tovarensis*.

En el estrato arbustivo que corresponde a alturas que oscilan entre 1,5 y 5 m se registraron 29 individuos, equivalentes al 43,9 % del total de los individuos. Las especies más representativas en términos de abundancia en este estrato fueron: *Geonoma orbignyana*, *Tovomita weddelliana*, *Cyathea lechleri*, *Elaeagia pastoensis* y *Palicourea aschersonianoides* (figura 2.5).

Para el bosque se evidencia una mayor distribución en el estrato subarbóreo (5-12 m), representado por individuos con alturas que oscilan entre 5 y 10 m, los cuales representan el 48,5 % del total de los individuos muestreados; entre los individuos más representativos en este estrato encontramos: *Tovomita weddelliana*, *Cyathea caracasana*, *Helicostylis tovarensis*, *Clusia latipes* y *Alchornea costaricensis* (figura 2.6).



Figura 2.5. Especies con mayor abundancia y dominancia en el estrato arbustivo. A) *Geonoma orbignyana*; B) *Tovomita weddelliana*; C) *Elaeagia pastoensis*; D) *Palicourea aschersonianoides*.



Figura 2.6. Especies con mayor abundancia y dominancia en el estrato subarbóreo. A) *Clusia latipes*; B) *Helicostylis tovarensis*; C) *Cyathea caracasana*.

Finalmente, en el estrato arbóreo inferior que comprende individuos con alturas entre 12 y 25 m, se presentó una menor proporción de individuos con respecto a los estratos anteriormente mencionados, con un 7,6 % del total, donde fue posible encontrar

individuos con alturas de hasta 17 m. En este estrato se reportaron 5 individuos, los cuales fueron: *Tovomita weddelliana*, *Podocarpus oleifolius*, *Clusia latipes*, *Ocotea floribunda* y *Helicostylis towarensis* (figura 2.7).



Figura 2.7. Especies con mayor abundancia y dominancia en el estrato arbóreo inferior. A) *Ocotea floribunda*; B) *Podocarpus oleifolius*; C) *Clusia latipes*.

2.2.3.2 Estructura horizontal

Con el análisis de la estructura horizontal del bosque, se puede observar que, a medida que los diámetros aumentaban, el número de especies encontradas disminuía (figura 2.8). En su gran mayoría, los individuos muestran mayor abundancia en la clase diamétrica de 2,5 a 9 cm, con un 84,6 % del total; esta clase está conformada principalmente por especies arbustivas; para la clase diamétrica de 10 a 19 cm, se registraron 96 individuos, los cuales equivalen al 13,3 % del total; para la clase diamétrica de 20 a 29 cm, se registraron 10 especies, que equivalen al 1,38 %, y para las restantes clases diamétricas (30-40 cm y > 40) solo se registró un individuo por cada una.

La distribución de las clases diamétricas del bosque podría estar reflejando características sucesionales, debido a perturbaciones de índole antrópica que durante algún momento causaron deforestación. Otro aspecto que influye en la presencia de diámetros pequeños o medianos en este tipo de bosque es la presencia de claros naturales ocasionados por la caída de árboles, provocada por la acción de fuertes vientos, la alta precipitación o la dinámica natural del bosque (García, Suárez y Daza, 2010).

Al excluir del análisis los individuos con un dap < 2,5 cm ocurre una disminución del 16,41 % en el total de las especies del muestreo; lo que evidencia la gran cantidad

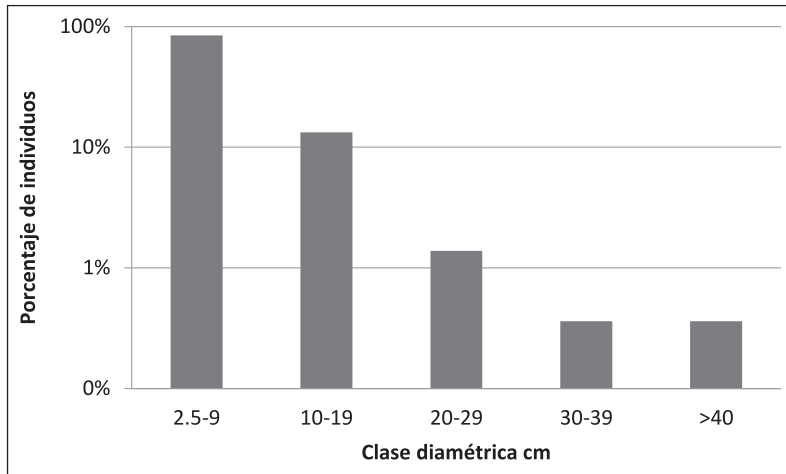


Figura 2.8. Distribución diamétrica de individuos con dap > 2,5 cm en 0,1 ha del bosque

de elementos no leñosos dentro del bosque; lo cual lleva a la disminución de las familias como Araceae, Piperaceae, Gesneriaceae, Melastomataceae y, a su vez, a la desaparición del muestreo de familias como Orchidaceae, Bromeliaceae, Cyperaceae, Cyclanthaceae y Cucurbitaceae, lo que muestra el efecto del diámetro mínimo sobre los resultados obtenidos en composición y riqueza. El método de muestreo empleado, ISA y JAUM (2001), permite registrar gran cantidad de elementos epífitos y herbáceos dentro del bosque, lo que ayuda a conocer con mayor precisión la riqueza de especies por unidad de área.

2.2.4 Colección general

Con la finalidad de complementar el muestreo se realizaron colecciones generales de especies que por su crecimiento herbáceo no fueron incluidas en los muestreos rápidos de vegetación. Algunas de las especies colectadas fueron pequeñas macrófitas, las cuales pueden estar cubiertas por el espejo de agua del embalse en ciertas épocas del año y totalmente descubiertas en épocas de generación de energía, donde el nivel del embalse disminuye drásticamente. Algunas de las especies más comunes fueron: *Polygonum hydropiperoides*, *Commelina diffusa*, *Ludwigia octovalvis*, *Aeschynomene sensitiva*, *Stachys micheliana*, *Jaegeria hirta* y *Ageratum conyzoides* (figura 2.9).

Otras de las especies presentes en las colectas generales y que se consideraron importantes para complementar la información de la isla fueron: *Ipomoea ramosissima*, *Piper eriopodon*, *Erythrina edulis*, *Pleopeltis macrocarpa*, *Manihot esculenta*, *Peperomia gutierrezana*, *Euterpe precatoria*, *Columnnea purpurata*,



Figura 2.9. Algunas de las macrófitas más comunes en el área de estudio. A) *Ludwigia octovalvis*; B) *Polygonum hydropiperoides*; C) *Commelina diffusa*; D) *Stachys micheliana*.

Coccocypselum hirsutum, *Epidendrum secundum*, *Piper artanthe*, *Simarouba amara*, *Anthurium lingua*, *Miconia frontinoana*, *Philodendron tenue*, *Lepidaploa canescens*, *Clusia hydrogera* y *Hymenophyllum microcarpum* (figura 2.10).



Figura 2.10. Algunas especies de colecta general. A) *Ipomoea ramosissima*; B) *Erythrina edulis*; C) *Pleopeltis macrocarpa*; D) *Coccocypselum hirsutum*.

2.3 Índice de valor de importancia

Se evaluaron 20 especies con base en el IVI (Curtis y McIntosh, 1950), de las cuales *Cyathea caracasana* y *Sterigmatopetalum colombianum* fueron las especies que presentaron el mayor valor (tabla 2.2). Otras especies como *Clusia latipes*, *Geonoma orbignyana*, *Cavendishia macrocephala*, *Ocotea floribunda*, *Miconia* sp. 1, *Podocarpus oleifolius*, *Tovomita weddelliana*, *Piper archeri*, *Helicostylis towarensis* y *Lepidaploa canescens* también fueron evaluados y presentaron valores importantes por su alta representatividad en los muestreos.

Tabla 2.2. Especies con mayor IVI

Familia	Nombre científico	IVI
Cyatheaceae	<i>Cyathea caracasana</i>	35.42
Rhizophoraceae	<i>Sterigmatopetalum colombianum</i>	31.11
Clusiaceae	<i>Clusia latipes</i>	22.06
Arecaceae	<i>Geonoma orbignyana</i>	20.77
Ericaceae	<i>Cavendishia macrocephala</i>	19.62
Lauraceae	<i>Ocotea floribunda</i>	19.51
Melastomataceae	<i>Miconia</i> sp. 1	17.83
Podocarpaceae	<i>Podocarpus oleifolius</i>	14.96
Clusiaceae	<i>Tovomita weddelliana</i>	14.58
Piperaceae	<i>Piper archeri</i>	14.45
Moraceae	<i>Helicostylis towarensis</i>	12.27
Asteraceae	<i>Lepidaploa canescens</i>	11.2
Lauraceae	<i>Persea cuneata</i>	9.43
Lauraceae	<i>Ocotea leucoxyton</i>	9.33
Burseraceae	<i>Protium</i>	9.07
Alzateaceae	<i>Alzatea verticillata</i>	8.89
Cyatheaceae	<i>Cyathea fulva</i>	8.08
Clusiaceae	<i>Clusia alata</i>	7.34
Chloranthaceae	<i>Hedyosmum racemosum</i>	7.29
Araliaceae	<i>Schefflera ferruginea</i>	6.79

La importancia ecológica de las especies representada por los valores de IVI sugiere un comportamiento heterogéneo dentro del ecosistema. El IVI se ve fuertemente influenciado por la presencia de individuos de gran tamaño, como el caso de la especie *Podocarpus oleifolius*, la cual presentó uno de los mayores valores de IVI,

con tan solo 9 individuos, 3 de los cuales poseían diámetros superiores a los 20 cm. Lo anterior coincide con datos registrados en bosques tropicales, donde unos pocos árboles con alturas y diámetros altos son los que presentan el mayor IVI dentro del bosque (Dueñas, Betancur y Galindo, 2007).

Geonoma orbignyana es otra de las especies que presentó uno de los valores de IVI más alto. Esta especie es muy variable en tamaño y en el desarrollo de sus hojas. En la región del embalse Peñol-Guatapé fue encontrado un morfotipo característico por sus hojas casi regularmente pinnadas con pinas angostas y dirigidas hacia arriba, este morfotipo se ha encontrado específicamente en la cordillera Central en Antioquia y fue descrito inicialmente con el nombre *Geonoma euterpoidea* (Galeano y Bernal, 2005).

2.4 Especies con potencialidades de aprovechamiento en el bosque

Se dice que algunos bienes, tales como los recursos biológicos, los ecosistemas forestales y sus funciones, no tienen precio, por lo que hay que asignárselos, de tal manera que puedan ser “valorados”. Algunas de las características que poseen muchas de las especies encontradas en la zona son un aporte al conocimiento, uso y conservación; es importante conocer la gran variedad florística que albergan los ecosistemas boscosos colombianos y los beneficios ecológicos, económicos y culturales que proporcionan, derivados de los cientos de especies que poseen un gran potencial para ser usadas en las diferentes actividades del hombre en la actualidad (Cavelier y Lee, 1999).

En el bosque que compone la Isla del Sol, se identificaron 64 especies que poseen algún uso en la región e inclusive en otras regiones del país; estos usos se identificaron por medio de la revisión de literatura de trabajos realizados en la región (Vera, 2014). Estos resultados muestran que el área de estudio alberga una gran cantidad de recursos no maderables, que, para la región del Oriente Antioqueño y otras del país, son fuente de alimentos, medicinas, bienes y servicios (Araujo y Zenteno, 2006). De los individuos identificados con usos potenciales, hubo especies que presentaron más de un uso, las cuales se convierten en especies clave para el bosque. Las categorías con el mayor porcentaje de uso fueron las especies ornamentales, maderables y, en menor proporción, las especies con potencial dendroenergético, medicinal y alimenticio.

2.4.1 Plantas con potencial maderable y dendroenergético

Uso maderero. Los recursos forestales maderables están constituidos por la vegetación leñosa susceptible de aprovechamiento o uso. Un gran número de las especies encontradas en el estudio, desde el punto de vista comercial, han sido identificadas como especies promisorias en diferentes investigaciones (Cavelier y Lee, 1999). Si

bien el potencial maderero sigue siendo de vital importancia para el sector forestal, cada vez hay un mayor reconocimiento de los bienes no maderables y de los servicios forestales como elementos indispensables en el manejo sostenible de los bosques tropicales.

Dentro de las plantas de uso maderero encontradas en la Isla del Sol se destacan *Podocarpus oleifolius*, *Ilex laurina*, *Weinmannia balbisiana* y *Godoya antioquiensis*. Algunas de estas especies fueron utilizadas ampliamente en el Oriente Antioqueño, ocasionando la disminución de sus poblaciones; es por esto que actualmente se encuentran en algún grado de amenaza para la región (Gómez y Rodríguez, 2006) (tabla 2.3).

Tabla 2.3. Especies con potencial maderable en la Isla del Sol

Familia	Nombre científico
Podocarpaceae	<i>Podocarpus oleifolius</i>
Ochnaceae	<i>Godoya antioquiensis</i>
Aquifoliaceae	<i>Ilex laurina</i>
Aquifoliaceae	<i>Ilex danielis</i>
Clusiaceae	<i>Clusia ducuoides</i>
Cunoniaceae	<i>Weinmannia balbisiana</i>
Phyllanthaceae	<i>Eschweilera panamensis</i>
Arecaceae	<i>Geonoma orbignyana</i>
Hypericaceae	<i>Vismia baccifera</i>
Melastomataceae	<i>Miconia resima</i>
Myrtaceae	<i>Myrcia subsessilis</i>
Euphorbiaceae	<i>Alchornea costaricensis</i>
Moraceae	<i>Ficus americana</i>
Burseraceae	<i>Protium apiculatum</i>
Clusiaceae	<i>Tovomita weddelliana</i>
Phyllanthaceae	<i>Hieronyma antioquiensis</i>
Clusiaceae	<i>Clusia ducuoides</i>
Melastomataceae	<i>Tibouchina lepidota</i>

Uso dendroenergético. Muchas de las comunidades campesinas y principalmente las provenientes de países en desarrollo dependen del uso dendroenergético para cocinar y calentarse; ya que es la única fuente de energía asequible. Este uso está íntimamente relacionado con variables como el acceso a los recursos forestales, los medios de transporte y las prácticas de cocina. Teniendo en cuenta que la vegetación de la Isla del Sol se encuentra aislada gracias al embalse, muchas de estas especies

no han sido explotadas en los últimos años. Con base en estudios previos para el Oriente Antioqueño, se indican algunas especies de importancia dendroenergética ampliamente utilizadas por comunidades de la región, tales como *Alzatea verticillata*, *Protium apiculatum* y *Tovomita weddelliana* (tabla 2.4).

Tabla 2.4. Especies con potencial dendroenergético en la Isla del Sol

Familia	Nombre científico
Burseraeae	<i>Protium apiculatum</i>
Clusiaceae	<i>Tovomita weddelliana</i>
Hypericaceae	<i>Vismia baccifera</i>
Alzateaceae	<i>Alzatea verticillata</i>
Aquifoliaceae	<i>Ilex laurina</i>
Aquifoliaceae	<i>Ilex danielis</i>
Ochnaceae	<i>Godoya antioquiensis</i>
Chloranthaceae	<i>Hedyosmum racemosum</i>
Melastomataceae	<i>Miconia resima</i>
Solanaceae	<i>Solanum aturense</i>

2.4.2 Plantas con potencial ornamental

Son aquellas especies seleccionadas por su color, forma, aroma, textura o por sus flores, buscando engalanar sus espacios interiores y exteriores, para recreación y deleite de la vista o para conmemorar acontecimientos especiales y fiestas religiosas, como símbolo de homenaje y agradecimiento. Las plantas ornamentales oriundas de los trópicos americanos atrajeron gran cantidad de exploradores europeos, quienes colectaron grandes cantidades de especímenes, en especial orquídeas y anturios, a través de numerosas expediciones desarrolladas. Actualmente, muchas especies nativas de América tropical se cultivan ampliamente como ornamentales en todo el mundo (Toro, 2009).

Los géneros pertenecientes a la familia Araceae han sido aprovechados con amplitud en el campo de la conservación sostenible, enfocada hacia los mercados de aprovechamiento de especies ornamentales (Díaz y Ortega, 2006). Un ejemplo de esto es el grupo de especies comúnmente conocidas como anturios, pertenecientes a la familia Araceae, las cuales poseen un alto potencial ornamental por su larga y vistosa espata de llamativo colorido, así como por la belleza de su follaje. En el

área de estudio fueron registradas 4 especies con potencial ornamental pertenecientes a esta familia: *Anthurium lingua*, *Anthurium caucanum*, *Philodendron tenue* y *Stenospermatium weberbaueri*. Además de las especies de la familia Araceae, fueron seleccionadas algunas especies que presentaron características potencialmente ornamentales debido a su aspecto (tabla 2.5, figuras 2.11 y 2.12).

Tabla 2.5. Especies con potencial ornamental

Familia	Nombre científico
Clusiaceae	<i>Tovomita weddelliana</i>
Convolvulaceae	<i>Ipomoea ramosissima</i>
Convolvulaceae	<i>Ipomoea purpurea</i>
Melastomataceae	<i>Tibouchina lepidota</i>
Hypericaceae	<i>Vismia baccifera</i>
Podocarpaceae	<i>Podocarpus oleifolius</i>
Arecaceae	<i>Geonoma orbignyana</i>
Ochnaceae	<i>Godoya antioquiensis</i>
Clusiaceae	<i>Clusia ducuoides</i>
Fabaceae	<i>Inga villosissima</i>
Gesneriaceae	<i>Columnnea dimidiata</i>
Gesneriaceae	<i>Columnnea purpurata</i>
Marcgraviaceae	<i>Marcgraviastrum sp</i>
Piperaceae	<i>Piper archeri</i>
Piperaceae	<i>Piper artanthe</i>
Piperaceae	<i>Piper daniel-gonzalezii</i>
Piperaceae	<i>Piper eriopodon</i>
Piperaceae	<i>Peperomia gutierrezana</i>
Solanaceae	<i>Solanum aturense</i>
Araceae	<i>Anthurium lingua</i>
Araceae	<i>Anthurium caucanum</i>
Araceae	<i>Philodendron tenue</i>
Araceae	<i>Stenospermatium weberbaueri</i>
Cyclanthaceae	<i>Sphaeradenia garciae</i>
Rubiaceae	<i>Palicourea aschersonianoides</i>
Alzateaceae	<i>Alzatea verticillata</i>
Orchidaceae	<i>Epidendrum secundum</i>
Orchidaceae	<i>Comparettia falcata</i>
Bromeliaceae	<i>Tillandsia confinis</i>
Bromeliaceae	<i>Racinaea steyermarkii</i>



Figura 2.11. Especies con potencial ornamental. A) *Ipomoea purpurea*; B) *Epidendrum secundum*; C) *Tillandsia confinis*.



Figura 2.12. Especies con potencial ornamental. A) *Anthurium lingua*; B) *Sphaeradenia garciae*; C) *Columnea purpurata*.

2.4.3 Plantas con potencial medicinal

La utilización de plantas medicinales para la prevención y cura de enfermedades se lleva practicando en todas las culturas desde tiempos remotos. Las plantas contienen sustancias activas (metabolitos o compuestos secundarios), las cuales ejercen efecto cuando son aplicadas o ingeridas, y son usadas para el tratamiento de afecciones de la salud, tales como los tumores, la circulación y la presión arterial, entre otros (Balandrin, Klocke, Wurtele y Bollinger, 1985). En la Isla del Sol se encontraron 16 especies con usos medicinales (tabla 2.6), especies como: *Ipomoea ramosissima*,

utilizada como laxante y contra la hidropesía; *Piper aduncum*, utilizada como cicatrizante y antiséptico; *Tibouchina lepidota*, usada contra el estreñimiento, y *Protium apiculatum*, que es usada para el tratamiento de tumores.

Tabla 2.6. Especies con potencial medicinal de la Isla del Sol

Familia	Nombre científico
Convolvulaceae	<i>Ipomoea ramosissima</i>
Piperaceae	<i>Piper aduncum</i>
Piperaceae	<i>Piper artanthe</i>
Asteraceae	<i>Ageratum conyzoides</i>
Rubiaceae	<i>Coccocypselum lanceolatum</i>
Rubiaceae	<i>Cinchona pubescens</i>
Commelinaceae	<i>Commelina diffusa</i>
Melastomataceae	<i>Tibouchina lepidota</i>
Burseraceae	<i>Protium apiculatum</i>
Rubiaceae	<i>Cinchona pubescens</i>
Piperaceae	<i>Piper archeri</i>
Passifloraceae	<i>Passiflora lingularis</i>
Clusiaceae	<i>Clusia alata</i>
Hypericaceae	<i>Vismia baccifera</i>
Dennstaedtiaceae	<i>Pteridium arachnoideum</i>
Ericaceae	<i>Satyria warszewiczii</i>

2.4.4 Estado de conservación de las especies

La UICN define nueve categorías de acuerdo con los factores de riesgo de extinción. Al consultar trabajos realizados con este fin en la zona del Oriente Antioqueño (Alzate *et al.*, 2008), se encontró que muchas de las especies que a nivel regional ya han sido evaluadas y catalogadas en algún grado de amenaza, a nivel global no tienen *ninguna evaluación* (NE) (tabla 2.7). Este es el caso de *Godoya antioquiensis*, que en el Oriente Antioqueño se encuentra en estado *vulnerable* (VU) de conservación, debido a que fue una especie ampliamente utilizada por las comunidades para la construcción de cabos de herramientas y como fuente de leña (uso combustible) (Gómez y Rodríguez, 2006).

Otra especie como *Alzatea verticillata* se encuentra en estado *vulnerable* (VU) a nivel global, pero en la región del Oriente Antioqueño el grado de amenaza de la

especie aumenta considerablemente a *en peligro crítico* (CR), ya que es una especie ampliamente utilizada como recurso dendroenergético (Alzate *et al.*, 2008).

Podocarpus oleifolius es otra especie explotada en la región y actualmente está enfrentando riesgo de extinción. A nivel global, la especie se encuentra catalogada en estado *vulnerable* (VU) y, a nivel regional, se encuentra *en peligro* (EN). Su madera ha sido ampliamente utilizada en ebanistería para la fabricación de diferentes encerres, además en la región se encontró que los *Podocarpus* adultos fueron utilizados en la construcción de muchas de las iglesias de los municipios para la fabricación de portones y las demás estructuras (Gómez y Rodríguez, 2006).

Tabla 2.7. Especies en algún grado de amenaza local y global

Familia	Nombre científico	Estado de conservación regional	Estado de conservación global	Usos
Alzateaceae	<i>Alzatea verticillata</i>	CR	VU	Dendroenergético
Aquifoliaceae	<i>Ilex laurina</i>	CR	NE	Utilidad maderable y dendroenergética
Aquifoliaceae	<i>Ilex danielis</i>	EN	CR	Utilidad maderable y dendroenergética
Clusiaceae	<i>Clusia ducuioides</i>	EN	NE	Madera utilizada en ebanistería y construcción
Cunoniaceae	<i>Weinmannia balbisaniana</i>	EN	NE	Madera para construcciones, cercos, estacones
Phyllanthaceae	<i>Hieronyma antioquiensis</i>	EN	NE	Madera utilizada en ebanistería y construcción
Lecythydaceae	<i>Eschweilera panamensis</i>	CR	LC	Desconocido
Ochnaceae	<i>Godoya antioquiensis</i>	VU	NE	Dendroenergético y construcción
Podocarpaceae	<i>Podocarpus oleifolius</i>	EN	VU	Madera utilizada en ebanistería y construcción
Rubiaceae	<i>Cinchona pubescens</i>	CR	NE	Uso medicinal y maderero para cercos

Otras especies, como *Racinaea steyermarkii*, *Tillandsia confinis*, *Comparettia falcata*, *Anthurium lingua*, *Euterpe precatoria*, *Commelina diffusa* y *Ludwigia octovalvis* (tabla 2.8), se encontraron en la categoría *preocupación menor* (LC), pues son especies que, habiendo sido evaluadas, no cumplen ninguno de los criterios que definen la categoría de amenaza (UICN, 1999; Calderón, 2001), pero el hecho de que se encuentren en alguna de las categorías de riesgo significa que deben ser monitoreadas constantemente.

Tabla 2.8. Especies evaluadas en alguna categoría de la UICN

Familia	Nombre científico	Estado de conservación global UICN
Rubiaceae	<i>Elaeagia pastoensis</i>	VU: vulnerable
Melastomataceae	<i>Miconia resima</i>	
Arecaceae	<i>Geonoma orbignyana</i>	NT: casi amenazada
Bromeliaceae	<i>Racinaea steyermarkii</i>	LC: preocupación menor
Bromeliaceae	<i>Tillandsia confinis</i>	
Orchidaceae	<i>Comparettia falcata</i>	
Araceae	<i>Anthurium lingua</i>	
Arecaceae	<i>Euterpe precatória</i>	
Commelinaceae	<i>Commelina diffusa</i>	
Onagraceae	<i>Ludwigia octovalvis</i>	

El presente estudio es uno de los primeros realizados en la región para este tipo de formaciones aisladas por el espejo de agua de un embalse. Teniendo en cuenta que la vida útil de un proyecto hidroeléctrico puede superar los cincuenta años, dependiendo del caso, es importante realizar estudios en el ámbito poblacional para evidenciar el grado de aislamiento a nivel reproductivo y ecológico de las especies que habitan esta clase de islotes. Este trabajo muestra la composición florística y cómo este aislamiento pudo haber influido hasta cierto punto en la protección de este ecosistema a lo largo de aproximadamente cuarenta años. Futuros estudios deberían estar enfocados en diferentes especies, tanto de plantas como de animales, las cuales se encuentran en riesgo de extinción local, y en el papel de estas obras civiles en su conservación.

Referencias bibliográficas

- Alzate, F. (2008). *Caracterización y estudio de la vegetación del Oriente Antioqueño*. Rionegro (Colombia): Universidad Católica de Oriente.
- Alzate, F., Gómez, M. y Rodríguez, S. (2008). *Especies vegetales del altiplano del Oriente Antioqueño en peligro de extinción*. Medellín: Lealon.
- Araujo, A. y Zenteno, F. (2006). Bosques de los Andes orientales de Bolivia y sus especies útiles. En M. Moraes, B. Ollgaard, L. Kvist, F. Borchsenius y H. Balslev (Eds.), *Botánica económica de los Andes Centrales* (pp. 146-161). La Paz (Bolivia): Universidad Mayor de San Andrés.
- Arenas, H. (1995). Dinámica de la hojarasca en un bosque nativo altoandino y un bosque de eucaliptos en la región de Monserrate. En L. Mora y H. Sturm (Eds.), *Estudios ecológicos del páramo y del bosque altoandino cordillera Oriental de Colombia II* (pp. 457-484). Bogotá: Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales.

- Ariza, W., Toro, J. y Lores, A. (2009). Análisis florístico y estructural de los bosques premontanos en el municipio de Amalfi (Antioquia, Colombia). *Colombia Forestal*, 12, 81-102.
- Balandrin, M., Klocke, J., Wurtele, E. y Bollinger, Wm. (1985). Natural Plant Chemicals: Sources of Industrial and Medicinal Materials. *Science*, 228(4704), 1154-1160.
- Calderón, E. (2001). *Listas rojas preliminares de plantas vasculares de Colombia, incluyendo orquídeas*. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAVH).
- Callejas, R. e Idárraga, Á. (Eds.). (2011). *Flora de Antioquia: catálogo de las plantas vasculares. I: Introducción*. Medellín-Bogotá: Universidad de Antioquia, Missouri Botanical Garden, Departamento Administrativo de Planeación Gobernación de Antioquia y D'Vinni.
- Cavelier, A. y Lee, R. (1999). Ornamental Potential of Colombian Native Flora. *Acta Horticulturae*, 482, 369-376.
- Cavelier, J., Lizcaíno, D. y Pulido, M. (2001). Colombia. En M. Kappelle y A. Brown (Eds.), *Bosques nublados del Neotrópico* (pp. 443-496). Costa Rica: Instituto Nacional de Biodiversidad.
- Curtis, J. y McIntosh, R. (1950). The Interrelations of Certain Analytic and Synthetic Phytosociological Characters. *Ecology*, 31(3), 434-455.
- DAMA y RMCAB. (2005). *Informe mensual de calidad del aire de Bogotá*. Bogotá: Alcaldía Mayor de Bogotá.
- DAPARD, CISP y MASER. (2006). *Plan integral único para la atención a población afectada por el desplazamiento forzado*. El Peñol: Gobernación de Antioquia y Comité Internacional para el Desarrollo de los Pueblos (CISP).
- Díaz, W. y Ortega, F. (2006). Inventario de recursos botánicos útiles y potenciales de la cuenca del río Morón, estado Carabobo, Venezuela. *Ernstia*, 16(1), 31-67.
- Dueñas, A., Betancur, J. y Galindo, R. (2007). Estructura y composición florística de un bosque húmedo tropical del Parque Nacional Natural Catatumbo Barí, Colombia. *Colombia Forestal*, 10(20), 26-39.
- Galeano, G. y Bernal, R. (2005). Palmas. En E. Calderón, G. Galeano y N. García (Eds.), *Libro rojo de plantas de Colombia. II: Palmas, frailejones y zamias* (pp. 59-224). Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAVH), Instituto de Ciencias Naturales de la Universidad Nacional de Colombia y Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial.
- García, C., Suárez, C. y Daza, M. (2010). Estructura y diversidad florística de dos bosques naturales (Buenos Aires, dpto. Cauca, Colombia). *Biotecnología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial*, 8(1), 74-82.
- Gentry, A. H. (1992). Tropical Forest Biodiversity: Distributional Patterns and Their Conservational Significance. *Oikos*, 63(1), 19-28.

- Gómez, M. y Rodríguez, S. (2006). *Diagnóstico del estado poblacional e inventario de algunas especies vegetales en peligro de extinción en el altiplano del Oriente Antioqueño y determinación de protocolos de propagación* (Trabajo de grado no publicado). Universidad Católica de Oriente. Rionegro, Colombia.
- Hamilton, L. (2001). Una campaña por los bosques nublados: ecosistemas únicos y valiosos en peligro. En M. Kappelle y A. Brown (Eds.), *Bosques nublados del Neotrópico* (pp. 41-49). Costa Rica: Instituto Nacional de Biodiversidad.
- Hernández, J., Ortiz, R., Walschburger, T. y Hurtado, A. (Comps.). (1992). Estado de la biodiversidad en Colombia. En G. Halffter (Comp.), *La diversidad biológica de Iberoamérica I* (pp. 41-238). México: Acta Zoológica Mexicana e Instituto de Ecología.
- ISA y JAUM. (2001). *Propuesta metodológica de parcelas normalizadas para los inventarios de vegetación*. Medellín: Equipo de Investigación Convenio ISA-JAUM.
- Kaeslin, E. y Williamson, D. (2010). Los bosques, las personas y la vida silvestre: retos para un futuro común. *Unasylva*, 236(61), 3-10.
- Liesner, R. (1996). *Técnicas de campo utilizadas por el Jardín Botánico de Missouri*. San Luis (Misuri): Missouri Botanical Garden.
- McAleece, N., Lamshead, J., Patterson, G. y Cage, J. (1997). *BioDiversity Professional Statistics Analysis Software (version 2.0)*. Londres: Natural History Museum y Scottish Association for Marine Science.
- Myers, N., Mittermeier, R., Mittermeier, C., Fonseca, G. y Kent, J. (2000). Biodiversity Hotspots for Conservation Priorities. *Nature*, 403, 853-858.
- Navarro, J., Hincapié, S. y Silva, L. (2005). *Catálogo de los mamíferos del Oriente Antioqueño (estado y conservación)*. Medellín: Corporación Autónoma Regional de las Cuencas de los Ríos Negro y Nare (Cornare) y Universidad Católica de Oriente.
- Rangel, O. y Lozano, G. (1986). Un perfil de vegetación entre La Plata (Huila) y el volcán del Puracé. *Caldasia*, 14(68-70), 503-547.
- Rubio, H., Ulloa, A. y Rubio, M. (1998). *Tras las huellas de los animales, 23 especies del Chocó biogeográfico*. Bogotá: Fundación Natura.
- Serrada, R. (2008). *Apuntes de selvicultura*. Madrid: Servicio de Publicaciones Escuela Universitaria de Ingeniería Técnica Forestal de la Universidad Politécnica de Madrid.
- Soulé. (1992). Conservation Biology Today: The Most Pressing Questions. En J. Sarukhán y R. Dirzo (Comps.), *México ante los retos de la biodiversidad* (pp. 57-63). México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Toro, J. L. (2009). *Estado del conocimiento de la flora silvestre en la jurisdicción de Corantioquia*. Medellín: Corporación Autónoma Regional del Centro de Antioquia (Corantioquia).

- UICN. (1999). *Especies invasoras exóticas*. Cuarta Reunión del Órgano Subsidiario de Asesoramiento Científico, Técnico y Tecnológico. Montreal, Canadá, del 21 al 25 de junio de 1999. Montreal: Autor.
- Vera, P. (2014). *Etnofitoteca virtual de la flora del Oriente Antioqueño* (Trabajo de grado no publicado). Universidad Católica de Oriente. Rionegro, Colombia.
- Villareal, H., Álvarez, M., Córdoba, S., Escobar, F., Fagua, G., Gast, F., Mendoza, H., Ospina, M. y Umaña, A. M. (2004). *Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad*. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAVH).

ESTUDIO FLORÍSTICO, VALORACIÓN Y ENSAYOS *EX SITU* PARA
UN FRAGMENTO DE BOSQUE PLUVIAL PREMONTANO EN
EL MUNICIPIO DE COCORNÁ

Andrés Camilo Gómez Hoyos
Sergio Luis Rodríguez Montoya
Mario Alberto Quijano Abril

Grupo de Estudios Florísticos. Herbario Universidad
Católica de Oriente

Introducción

El crecimiento demográfico de los últimos años ha acelerado el proceso de deforestación en los bosques neotropicales, al aumentar la demanda de productos forestales y de nuevas tierras para la agricultura y la ganadería. Según el Departamento Nacional de Planeación (2007), la cobertura boscosa del territorio nacional disminuyó en 1 289 000 ha entre 1986 y 2001, que corresponden a una deforestación media anual cercana a 85 900 ha. La intensa transformación del paisaje por las actividades antrópicas que han aumentado desde la década del cuarenta ha ocasionado un mayor deterioro de los recursos naturales renovables. Por lo anterior, se presume que en la actualidad la cobertura boscosa es mucho menor al porcentaje presente en la literatura.

A nivel local, la cobertura vegetal en el Oriente Antioqueño ha estado sujeta a grandes presiones antrópicas, debido a un continuo proceso de colonización, que hoy en día ha aumentado en conjunto con la mejora en las condiciones de orden público en la zona. No obstante, aún se conservan algunas áreas boscosas de considerable extensión, principalmente en zonas limítrofes con los municipios de Cocorná, San Francisco y El Carmen de Viboral, donde gracias a las elevadas pendientes se preservan fragmentos de gran valor biótico por su alta diversidad (Alzate, 2008).

A nivel nacional, los bosques pluviales premontanos son ecosistemas atractivos para el desarrollo de actividades sostenibles, y en el departamento de Antioquia exhiben una gran importancia económica en el sector de la producción agrícola. Por esta razón, muchos de estos ecosistemas han sido actualmente erradicados y gran parte de los restantes se encuentran formando fragmentos de vegetación aislados, sin ningún tipo de conexión.

Desde el punto de vista ecológico, el territorio perteneciente al municipio de Cocorná incluye una mezcla entre elementos florísticos de bosques premontanos y bosques húmedos de zonas bajas, lo cual hace de este territorio una zona de transición entre

dos diferentes tipos de elementos bióticos y, por lo tanto, un área muy diversa en especies forestales. Esta gran riqueza ha sido aprovechada tradicionalmente para la extracción de maderas, entre las más conocidas por la comunidad figuran: cedro, comino, roble, diomato, canelo, chaquiro y abarco.

Teniendo en cuenta que no existe una completa información sobre la vegetación de los bosques pluviales premontanos del Oriente Antioqueño, se realizó una caracterización florística de este ecosistema con miras a la categorización de sus especies con base en los criterios establecidos por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) y, finalmente, la implementación de estrategias de conservación *ex situ* para las especies que presentaron el mayor índice de valor de importancia (IVI). De esta manera, se muestra cómo los resultados de un análisis florístico pueden ser utilizados como un insumo básico y de vital importancia para el desarrollo de programas de conservación.

3.1 Metodología

3.1.1 Área de estudio

El fragmento de bosque donde se realizó el presente trabajo está ubicado en la finca Las Mercedes, propiedad de la Universidad Católica de Oriente, en el municipio de Cocorná (Antioquia). Este predio está situado en la vertiente oriental de la cordillera Central, entre las coordenadas 6° 01' 32.3" N, 75° 10' 4.5" O (WGS84, o Sistema Geodésico Mundial 1984). Según sistemas de clasificación regionales, como los propuestos por la Corporación Autónoma Regional de las Cuencas de los Ríos Negro y Nare (Cornare), esta zona pertenece a la subregión Bosques, la cual cuenta con una precipitación media anual de 4912 mm, una temperatura promedio de 21,5 °C y una humedad atmosférica del 82 % (Alzate, 2008). De acuerdo con la clasificación de zonas de vida de Holdridge (1978), el área de estudio se encuentra en la franja de transición de bosque pluvial premontano (bp-PM) a bosque muy húmedo tropical (bmh-T).

3.1.2 Muestreo de vegetación y análisis florístico

Para la realización del inventario florístico se efectuaron dos muestreos de vegetación tipo RAP (Gentry, 1982), para lo cual se definieron veinte parcelas de muestreo semipermanentes, cada una de 50 x 2 m, lo que equivale en total a un área de muestreo de 0,2 ha. Las parcelas o transectos semipermanentes fueron trazados perpendicularmente a la pendiente del terreno y para cada una de estas se muestrearon los individuos con un dap \geq 2,5 cm, a una altura de 1,3 m con respecto a la superficie del suelo. Igualmente, a cada individuo le fueron registrados la altura total, la altura

fustal, el diámetro, el hábito de crecimiento y todas las características que permitieran su identificación taxonómica. Se colectaron muestras botánicas del primer individuo de cada especie tomando preferiblemente ramas con partes reproductivas que permitieran su identificación taxonómica en el herbario.

Para el proceso de herborización (colecta, secado, identificación, e inclusión en el herbario) del material colectado, se aplicó la metodología propuesta por Liesner (1996). Todo el material botánico fue procesado en el Herbario Universidad Católica de Oriente (HUCO), donde se incluyó el original de las colecciones botánicas.

Para el estudio de la vegetación se realizó un análisis de agrupamiento con el fin de visualizar la relación existente entre las zonas muestreadas de acuerdo con su composición florística. Asimismo, se realizaron análisis de estructuras vertical y horizontal de los fragmentos evaluados. En cuanto a la estimación de la diversidad, se calcularon los índices de diversidad de Shannon-Wiener y de dominancia de Simpson. Los cálculos anteriores se realizaron mediante el programa Biodiversity-Pro (McAleece, Gage, Lambshead y Patterson, 1997).

3.1.3 Valoración y propagación de las especies

Con base en los resultados obtenidos del análisis florístico, se realizó una búsqueda de información priorizando algunas especies que presentaran características importantes desde diferentes puntos de vista, tales como el estatus de conservación, el uso dado por la comunidad y las relaciones con diferente tipo de fauna. Para la valoración de las especies se empleó como herramienta el IVI propuesto por Alzate y Sierra (2005), el cual se utilizó para cuantificar la incidencia de una especie en su ecosistema; este tiene en cuenta tres factores inherentes a las especies: su estado de conservación en el área, su importancia etnobotánica y sus relaciones faunísticas. Para la identificación de especies evaluadas con algún grado de amenaza, se consultaron los *Libros rojos* de plantas del Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAVH), los listados de la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES), las *Listas rojas* publicadas para Colombia, evaluaciones realizadas por la UICN (2006), la *Estrategia para la conservación de plantas amenazadas en el departamento de Antioquia* (Gobernación de Antioquia *et al.*, 2005) y los resultados obtenidos en la investigación sobre plantas en peligro de extinción en el Valle de San Nicolás (Gómez y Rodríguez, 2006). Con el objetivo de registrar los usos de las especies y sus relaciones faunísticas, se realizaron encuestas en campo a diferentes miembros de la comunidad y salidas de campo para observar fenómenos de polinización y dispersión de semillas.

Para las actividades de propagación de las especies seleccionadas, se diseñó un vivero temporal construido para el desarrollo del proyecto. Este vivero contó con un área de

28 m², fue construido en una estructura de guadua y una cobertura de polisombra en sus paredes y su techo. Se seleccionaron diferentes tipos de polisombra con el objetivo de simular las condiciones de luz en el interior del bosque, evitar la depredación por parte de algunos animales y la insolación del material vegetal por radiación directa (figura 3.1).

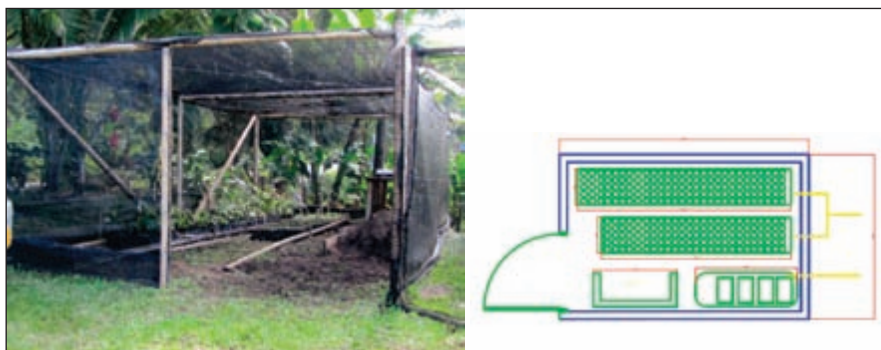


Figura 3.1. Construcción y montaje de vivero temporal

Una vez construido el vivero se diseñó una superficie para ubicar bandejas de germinación, separar semillas, manipular frutos y para la toma de datos. Asimismo, se establecieron dos camas en el suelo para disponer el material resultante de los trasplantes y se reservó un espacio para el llenado de bolsas y las mezclas de sustrato.

En algunos casos los ciclos fenológicos de fructificación y producción de semillas en las especies evaluadas no coincidieron con las salidas de campo; por esta razón, se aplicó una estrategia de obtención directa de plántulas del sotobosque, la cual comprendió una serie de actividades requeridas para una labor óptima de aprovechamiento de los individuos. Estas labores incluyeron jornadas de localización de áreas en el interior del bosque; generalmente, las áreas muestreadas fueron las que presentaban mayor cantidad de plántulas en desarrollo. Posteriormente, se procedió a la extracción de estas plántulas utilizando palas y demás herramientas, procurando no causar daño a las estructuras radiculares. Luego de la extracción, se realizaron podas foliares selectivas con el fin de evitar procesos de deshidratación y, finalmente, se procedió a recubrir las plántulas con papel periódico húmedo, mientras se trasladaban al vivero para su posterior siembra (figura 3.2).

La propagación a partir de semillas se realizó de acuerdo con la disponibilidad de este material vegetal en el bosque. Esta metodología comprendió labores de búsqueda y monitoreo de individuos en estados de fructificación, recolección de frutos y ensayos de propagación. En algunos casos se colectaron los frutos directamente desde los parentales, pero en individuos con alturas totales superiores a los 15 m se colectaron



Figura 3.2. Estrategia de rescate de plántulas. A) Extracción de plántula; B) Poda foliar; C) Embalaje; D) Trasplante del material rescatado.

los frutos directamente del suelo. Todo el germoplasma recolectado fue llevado al vivero, donde se aplicaron algunos tratamientos pregerminativos, los cuales consistieron en la separación manual de las semillas y la desinfección con hipoclorito de sodio al 2 %. Estos tratamientos pregerminativos se realizaron con el objeto de evitar la mortalidad y disminuir el tiempo que demoran las semillas en germinar.

3.2 Resultados y discusión

De acuerdo con los análisis obtenidos se identificaron tres coberturas vegetales en el área de estudio, las cuales incluían cultivos y potreros abandonados en procesos iniciales de sucesión, rastrojos altos con una alta presencia de arbustos y un bosque en estado de sucesión secundaria con un mediano grado de intervención. La estructura vertical de la vegetación osciló entre 12 y 20 m de altura y la estructura horizontal entre 10 y 50 cm de CAP, presentando casos aislados con cap superiores a los 100 cm. Se observó una notable abundancia de diversas especies de lianas, epífitas, arbustos de rápido crecimiento y especies de porte arbóreo en estadios juveniles.

En total se registraron 43 familias, agrupadas en 77 géneros y 98 especies. Entre las familias más representativas en cuanto a número de géneros y especies se encuentran: Melastomataceae (5 géneros y 11 especies), Rubiaceae (4 y 6), Arecaceae (5 y 5), Lauraceae (4 y 5), Fabaceae (4 y 5) y Piperaceae (2 y 5). Dentro de los géneros más

representativos se encuentran: *Miconia* (7 especies), *Piper* (6) y *Psychotria* (3). Estos datos concuerdan con lo expuesto en algunos estudios florísticos realizados para la vertiente oriental de la cordillera Central, en zonas de bosque premontano y montano bajo (Gentry, 1982; Cogollo, 1986; Giraldo, 2001; Villareal *et al.*, 2004), donde se registra que las familias Melastomataceae, Lauraceae, Rubiaceae y Piperaceae son algunos de los grupos más diversos en este tipo de ambientes.

También fue común encontrar durante el inventario la presencia repetitiva de algunos taxones a lo largo de toda el área de muestreo, tal es el caso de: *Anthurium formosum*, *Chamaedorea pinnatifrons*, *Cyathea andina*, *Hedyosmum bonplandianum*, *Lacistema aggregatum*, *Miconia decurrens*, *Palicourea guianensis*, *Piper gorgonillense* y *Piper nudibracteatum*, los cuales presentaban un gran número de individuos en primeros estadios de desarrollo en algunas zonas del bosque. Para algunas de estas especies son conocidas sus relaciones ecológicas con diferentes tipos de dispersores, como, por ejemplo, murciélagos frugívoros, como *Carollia perspicillata*, y algunos pequeños roedores, fenómeno que podría explicar la abundante presencia de dichas plantas en el área en estadios tempranos (Mello, Schittini, Selig y Bergallo, 2004; Thies y Kalko, 2004; Thies, Kalko y Schnitzler, 2006).

3.2.1 Cultivos y potreros abandonados en procesos iniciales de sucesión

Las unidades de muestreo que representaron este tipo de formación se caracterizaban por estar presentes en cultivos de frutales, potreros abandonados y senderos creados para el transporte de los habitantes de la zona. Estos extensos senderos se distribuyen de manera continua y, por lo general, en el interior de los bosques, creando zonas abiertas desprovistas de vegetación. Para estas zonas se registraron en total 55 individuos que fueron representados por 17 especies. Entre las especies más comunes figuran: *Lacistema aggregatum*, *Hedyosmum bonplandianum*, *Vismia baccifera*, *Viola sebifera*, *Miconia decurrens*, *Cestrum schlechtendalii* y *Casearia arborea*. Las características ecológicas descritas con anterioridad y las especies presentes en esta área muestran dinámicas propias de un bosque secundario en etapas iniciales de sucesión (Vargas, 2008; Méndez y Calle, 2007).

Lo anterior es congruente con las medidas de cap, en las cuales se observó que alrededor del 70 % de los individuos muestreados para esta zona oscilaron entre 10 y 30 cm y el 30 % restante presentaron medidas superiores. Estos terrenos ofrecen un nivel lumínico variable, donde la gran diversidad de ambientes de luz permite el crecimiento de especies con requerimientos ecológicos diferentes. Estas características son comunes en estados iniciales de sucesión, donde predominan las especies arbustivas, juveniles y, en menor medida, arbóreas (Denslow y Guzman, 2000).

3.2.2 *Rastrojos altos con alta presencia de arbustos*

Las unidades de muestreo que correspondieron a este tipo de conformación se establecieron en claros y bordes de bosque. Las especies predominantes fueron: *Anthurium formosum*, *Clusia alata*, *Cyathea andina*, *Lacistema aggregatum*, *Miconia decurrens*, *Piper gorgonillense*, *Pourouma bicolor*, *Tococa bullifera*, *Vismia baccifera*, *Psychotria acuminata* y *Virola sebifera*. Algunos análisis han documentado que las plantas que logran adaptarse y crecer en estos ambientes con grandes intensidades de luz crean condiciones ambientales adecuadas para la formación de las primeras etapas de bosque secundario, permitiendo el establecimiento de taxones con requerimientos mínimos de luz y de temperatura (Thompson, Grime y Mason, 1977; Foster y Janson, 1985; Whitmore, 1989; Vázquez y Orozco, 1994). A partir de lo anterior, se puede explicar la abundante presencia de especies como *Cyathea andina*, que hace parte de estados sucesionales más avanzados y que puede ser indicadora del inicio de procesos importantes de recuperación del bosque.

3.2.3 *Bosque secundario*

Los transectos correspondientes a este tipo de formación se establecieron en la franja norte del bosque, la cual está rodeada por una fuente hídrica. Gran parte de la formación boscosa de esta área tiene las características propias de un bosque ripario. Según Hernández, Ortiz, Walschburger y Hurtado (1992), estos bosques están conformados por árboles, arbustos y especies herbáceas que se desarrollan en los márgenes de los ríos, extendiéndose a los riachuelos que los alimentan, algunas zonas de drenaje y aguas de escurrimiento, formando redes continuas de vegetación natural de gran importancia ecológica.

Algunas de las especies registradas en este bosque son *Ficus andicola*, *Dendropanax arboreus*, *Cecropia angustifolia*, *Pourouma bicolor*, *Vismia macrophylla*, *Miconia acuminata* y *Lacistema aggregatum*. En particular, se registraron especies que a lo largo de todo el estudio fueron poco comunes, como es el caso de *Guatteria recurvisepala*, *Rollinia edulis*, *Protium apiculatum*, *Chrysochlamys dependens*, *Calophyllum brasiliense*, *Ocotea macrophylla*, *Abarema jupunba*, *Triplaris americana* y *Gloeospermum sphaerocarpum*. Gran parte de ellas exhiben una amplia distribución neotropical y, generalmente, han sido encontradas en el interior de bosques maduros (Vargas, 2008; Guariguata y Kattan, 2002). Sin embargo, las características de esta área no son las de un bosque primario, debido a que la composición de especies es muy heterogénea, encontrándose elementos de bosque maduro, pero también especies características de bosques con algún grado de intervención, factor que influye directamente en su diversidad.

3.2.4 Estrategias de conservación *ex situ* implementadas

Con base en los resultados del análisis florístico y teniendo en cuenta los valores del IVI de cada una de las especies, se emplearon dos estrategias de conservación *ex situ*. Estas estrategias se aplicaron a partir de los grupos de vegetación encontrados en las diferentes formaciones boscosas y tipos de hábitats existentes en el área de estudio.

Las estrategias empleadas consistieron en la metodología de rescate de plántulas propuesta por Vargas (2008), la cual ha sido aplicada en recientes estudios para la subregión Oriente Antioqueño (Gómez, Quijano y Rodríguez, 2009), y en la colección de germoplasma para realizar ensayos de propagación por medio de semillas (Alzate y Sierra, 2007; Alzate, Gómez y Rodríguez, 2008; Gómez *et al.*, 2009).

Aunque inicialmente se propuso como alternativa la propagación asexual por el método de estacas, luego de emplear la metodología de rescate de plántulas y apoyados en estudios recientes, no se consideró necesaria la realización de ensayos de tipo vegetativo, debido a que la estrategia de rescate de plántulas fue más práctica y ofreció mayores ventajas de manejo y obtención de material vegetal para proyectos a corto plazo (Vargas, 2008; Gómez *et al.*, 2009).

Como resultado final de las estrategias, se obtuvo un total de 1393 plántulas, distribuidas en 20 familias, 30 géneros y 12 especies. Del total de individuos cultivados, el 35 % fueron obtenidos y propagados mediante la metodología de rescate de plántulas y el 65 % restante a partir de semilla. A nivel de especies, el 79 % de estas se obtuvo mediante rescate de plántulas y el 21 % restante por semilla. Mientras el método de rescate de plántulas fue más efectivo en cuanto a la colección de mayor cantidad de especies, el método de colección de semillas fue más efectivo en la colección de múltiples individuos de una misma especie (tabla 3.1).

Tabla 3.1. Estrategias de conservación empleadas

Tipo de estrategia	Familia	Nombre científico	Nombre común	Sustrato de siembra (propagación por semilla)	Sustrato de bolsas de almácigo	Individuos producidos
Rescate de plántulas	Araceae	<i>Anthurium</i> sp. 1			1 tierra : 1 arena	14
	Araceae	<i>Anthurium</i> sp. 2			1 tierra : 1 arena	23
	Araceae	<i>Anthurium</i> cf. <i>scherzerianum</i>	Hoja de corazón		1 tierra : 1 arena	44
	Araceae	<i>Dieffenbachia oerstedii</i>	Matapuercos		3 tierra : 1 arena : 2 cascarilla : 1 compost	4
	Araliaceae	<i>Dendropanax arboreus</i>	Cincodados		1 tierra : 1 arena	2

Rescate de plántulas	Arecaceae	<i>Chamaedorea pinnatifrons</i>	Molinillo		1 tierra : 1 arena	32
	Arecaceae	<i>Geonoma interrupta</i>	Palmicho		1 tierra : 1 arena	66
	Arecaceae	<i>Aiphanes aculeata</i>	Palma corozo		1 tierra : 1 arena	9
	Arecaceae	<i>Bactris coloniata</i>			1 tierra : 1 arena	17
	Cecropiaceae	<i>Cecropia</i> sp.	Guarumo		1 tierra : 1 arena	20
	Cecropiaceae	<i>Pouruma</i> sp.	Cirpo		1 tierra : 1 arena	27
	Clusiaceae	<i>Calophyllum brasiliense</i>	Aceite		1 tierra : 1 arena	14
	Costaceae	<i>Costus lasius</i>	Cañagria		1 tierra : 1 arena	45
	Cyclanthaceae	<i>Asplundia</i> sp.			1 tierra : 1 arena	5
	Cyclanthaceae	<i>Cyclanthus</i> sp.			1 tierra : 1 arena	4
	Euphorbiaceae	<i>Ricinus communis</i>	Higuerillo		1 tierra : 1 arena	9
	Fabaceae	<i>Inga umbellifera</i>	Guamo		1 tierra : 1 arena	8
	Fabaceae	<i>Sin identificar</i>			1 tierra : 1 arena	34
	Fabaceae	<i>Erythrina poeppigiana</i>			3 tierra : 1 arena : 2 cascarilla : 1 compost	6
	Lauraceae	<i>Ocotea macropoda</i>			1 tierra : 1 arena	28
	Lauraceae	<i>Lauraceae</i> sp. 1			1 tierra : 1 arena	17
	Melastomataceae	<i>Miconia macrotis</i>			1 tierra : 1 arena	5
	Myrtaceae	<i>Syzygium jambos</i>	Pomo		1 tierra : 1 arena	3
	Piperaceae	<i>Piper nudibracteatum</i>			1 tierra : 1 arena	7
	Sapindaceae	<i>Cupania cinerea</i>	Palo blanco		1 tierra : 1 arena	40
Mimosaceae	<i>Mimosaceae</i> sp. 1			1 tierra : 1 arena	1	
Euphorbiaceae	<i>Euphorbiaceae</i> sp. 1			1 tierra : 1 arena	1	
Rubiaceae	<i>Rubiaceae</i> sp. 1			1 tierra : 1 arena	4	
Propagación por semilla	Fabaceae	<i>Albizia carbonaria</i>	Carbonero	100 % arena	3 tierra : 1 arena : 2 cascarilla : 1 compost	30
	Meliaceae	<i>Cedrela odorata</i>	Cedro	100 % arena	3 tierra : 1 arena : 2 cascarilla : 1 compost	132

Propagación por semilla	Mimosaceae	<i>Abarema jupumba</i>	Pisquín	100 % arena	3 tierra : 1 arena : 2 cascarilla : 1 compost	35
	Polygonaceae	<i>Triplaris americana</i>	Vara santa	100 % arena	1 tierra : 1 arena	120
	Rubiaceae	<i>Pentagonia macrophylla</i>	Tabaco	100 % arena	1 tierra : 1 arena	326
	Zingiberaceae	<i>Renealmia alpina</i>	Platanillo	100 % arena	1 tierra : 1 arena	248
	Solanaceae	<i>Solanum sycophanta</i>	Tachuelo	100 % arena	1 tierra : 1 arena	13
Total de plántulas						1393

3.2.5 *Rescate de plántulas como estrategia ex situ de conservación*

La metodología del rescate de plántulas fue una de las alternativas más viables para obtener material de buena calidad, además de garantizar que los individuos seleccionados fuesen producidos a partir de la dinámica natural del ecosistema. La cercanía del vivero al bosque permitió que las plántulas obtenidas se trasplantaran inmediatamente, evitando la deshidratación y los daños mecánicos ocasionados en los procesos de transporte a largas distancias.

Luego del rescate de las plántulas, fue necesario aplicar algunas técnicas para el correcto trasplante, pues, como lo plantean algunos estudios (Appleton y French, 1993; Vandergriff y Clatterbuck, 2000), esta práctica puede producir un gran estrés en las plántulas, inclusive desde el momento de la extracción del bosque, ya que la pérdida de raíces y los posibles daños mecánicos pueden llegar a generar déficit hídrico, malformaciones en el crecimiento y la posterior muerte de los individuos. Asimismo, los daños en el sistema radicular también pueden afectar la síntesis de hormonas que regulan el crecimiento, reduciendo las reservas de carbohidratos y de energía que se requieren para una rápida regeneración de los tejidos (Salisbury y Ross, 1994).

Con base en los muestreos realizados en la fase de rescate, se encontró una alta representatividad de ciertos grupos de plantas en estadios iniciales de desarrollo, como es el caso de individuos pertenecientes a las familias *Arecaceae* y *Araceae* (figura 3.3). Según estudios florísticos para bosques ubicados en el valle del río Magdalena, en alturas similares al área de estudio (Cogollo, 1986; Giraldo, 2001), estas familias se caracterizan por poseer una alta abundancia y diversidad de especies. Este factor fue muy común en este estudio, dado que se encontró una alta representatividad de individuos adultos o en fases iniciales de desarrollo. Otro de los grupos con mayor representatividad en el área fue la familia *Arecaceae*. La presencia de especies de esta familia muestra un grado de sucesión avanzado y una reducida intervención

antrópica en algunas de las áreas muestreadas. Según lo planteado por Correa y Vargas (2009), las palmas hacen parte de una de las familias más frecuentes en bosques medianamente conservados y en algunos estudios han sido utilizadas como indicadores de perturbación en ecosistemas forestales. Las especies más comunes encontradas en el área de estudio, con una gran cantidad de plántulas en desarrollo, pertenecen a los géneros *Chamaedorea* y *Geonoma*.

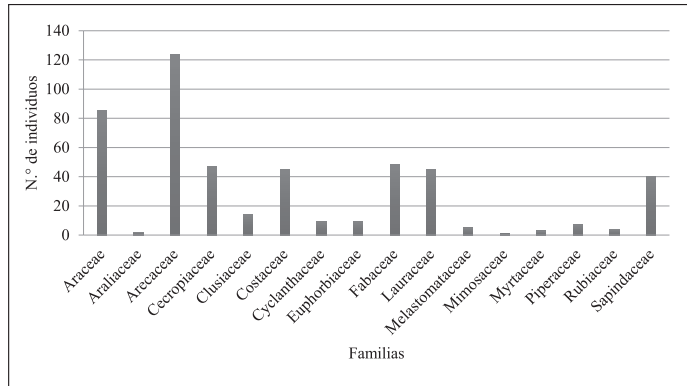


Figura 3.3. Familias evaluadas mediante la metodología de rescate de plántulas

Al igual que las palmas, la familia Araceae es uno de los grupos más diversos en los bosques húmedos montanos y premontanos neotropicales (Ibisch, 1996; Kessler y Croat, 1999; Krömer y Gradstein, 2003). En el área de estudio fue común encontrar una gran abundancia de plántulas del género *Anthurium*.

Para la selección de los sustratos de enraizamiento, se revisaron algunos métodos de propagación empleados en diferentes estudios con especies nativas, en los cuales se obtuvieron resultados exitosos (Alzate y Sierra, 2007; Gómez y Toro, 2008; Vargas, 2008; Gómez *et al.*, 2009). De los sustratos utilizados, el que presentó mejores resultados fue la mezcla de arena y tierra en proporción 1:1 (tabla 3.1). Este sustrato se ha implementado con éxito en diferentes estudios y se recomienda por su bajo costo y efectividad en la propagación de especies nativas (Wells, 1979; MacDonald, 1986; Botti, 1999). Este tipo de sustrato permite además una adecuada aireación en las raíces, una buena estructura y soporte, lo cual facilita el prendimiento de las plántulas y el intercambio gaseoso (Hartmann y Kester, 1988; Botti, 1999; Vargas, 2008).

3.2.6 Propagación por semilla como estrategia *ex situ* de conservación

Esta estrategia fue fundamental para asegurar variabilidad genética en los taxones propagados (Janzen, 1970; Lloyd, 1980). Sin embargo, la oferta de semillas encontradas en el bosque fue baja y pudo haber sido afectada por diversos factores, como:

1. La duración de las etapas fenológicas, ya que no todas las especies florecen y fructifican al mismo tiempo.
2. Los métodos de dispersión de las semillas, pues no todas las semillas crecen o se depositan bajo sus respectivos parentales. Según diversos estudios, si bien los predadores de semillas tienden a consumirlas en su totalidad, algunos otros animales como los roedores, los murciélagos e inclusive las hormigas pueden actuar como dispersores a grandes distancias, lo cual dificulta el monitoreo de este tipo de germoplasma (Guariguata y Kattan, 2002).
3. La depredación por eventos de herbivoría, pues algunas de las semillas del bosque son parte básica de la dieta de algunos animales forrajeros. Algunos estudios realizados para comparar las reservas energéticas contenidas en las semillas muestran que las especies arbóreas exhiben proporcionalmente una mayor cantidad de lípidos que las especies arbustivas y herbáceas (Levin, 1974); por esta razón, podrían ser más comunes los eventos de herbivoría en especies arbóreas de bosque maduro que en especies arbustivas o herbáceas, las cuales producen generalmente una mayor cantidad de semillas con una etapa de germinación más rápida.
4. El tamaño de las semillas fue otro factor importante para tener en cuenta en las labores de recolección, pues en algunas especies fue difícil la detección de las semillas en campo; asimismo, algunas semillas, además de su diminuto tamaño, estaban cubiertas por grandes cantidades de materia orgánica que no permitían su fácil localización.

A partir de lo anterior, y siguiendo las recomendaciones de estudios previos, en los cuales se recurrió a la metodología de recolección de germoplasma para realizar ensayos de propagación (Alzate y Sierra, 2005; Alzate y Sierra, 2007; Alzate *et al.*, 2008; Gómez *et al.*, 2009), se llevaron a cabo exploraciones en campo con el objetivo de evidenciar las etapas de fructificación de los diferentes taxones evaluados.

Para la colección de frutos y semillas se implementó el índice de madurez fisiológica (Trujillo, 1996), el cual se basa en la determinación del estado de madurez del fruto por medios visuales y medios físicos. Como medios visuales, se tuvieron en cuenta características como el color del pericarpio, la presencia de hojas externas secas, el desecamiento de algunas partes del fruto y el color de la pulpa; con respecto a los medios físicos, se tuvieron en cuenta factores como la facilidad de abscisión y la consistencia del pericarpio. Una vez determinada la madurez de los frutos se procedió a coleccionarlos directamente de los parentales; a excepción de *Triplaris americana*, pues debido al tamaño de fuste de los parentales las semillas fueron recolectadas directamente del suelo.

En general, la mayoría de los frutos colectados tipo baya (*Pentagonia macrophylla*, *Renealmia alpinia* y *Solanum sycophanta*) presentaron una gran cantidad de semillas, las cuales germinaron casi en su totalidad. En algunas ocasiones este tipo de frutos no se encontraban en estado maduro y, por esta razón, tuvieron que ser almacenados durante algunos días hasta que presentaran características de madurez y las semillas pudiesen ser extraídas sin ningún daño.

Igualmente, se realizaron ensayos de propagación de semillas provenientes de frutos tipo sicono (*Ficus* sp.), los cuales en su mayoría presentaban signos evidentes de herbivoría por acción de larvas de insectos; por lo tanto, en este tipo de frutos algunas de las semillas presentaban daños físicos y no fueron utilizadas en la fase de propagación. En el caso de los frutos tipo sámara (*Triplaris americana*) se realizó una disección cuidadosa de las secciones laminares del pericarpio para su posterior siembra.

En general, mediante el aprovechamiento de las semillas encontradas a lo largo de la investigación, se logró la propagación de 7 especies y un total de 904 individuos, lo que equivale al 65 % del material vegetal producido, material que corresponde al 21 % del total de las especies propagadas en la fase de vivero (figura 3.4).

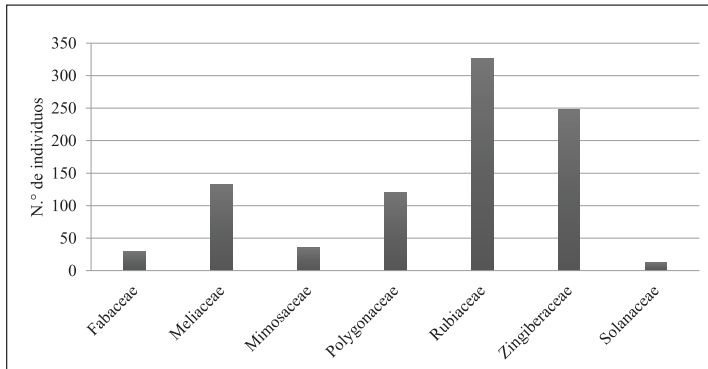


Figura 3.4. Familias propagadas por medio de semillas.

Algunos estudios sobre ecología de semillas muestran que cerca de la mitad de las semillas producidas por más del 90 % de todas las especies de árboles del bosque tropical mueren antes de germinar presas de animales y hongos. Igualmente, las semillas pueden ser depredadas mucho antes de la dispersión, o durante el proceso de desarrollo (Janzen y Vázquez, 1991). En otro estudio fenológico en un bosque secundario se encontró que de 89 especies evaluadas, solo un 10 % presenta fructificación continua (Vílchez, Chazdon y Alvarado, 2008). No obstante, en el presente estudio se encontraron especies que, pese a su rareza en el área de estudio, presentaron fases fenológicas de floración y fructificación continua durante

el año en que se realizó el trabajo. Este fue el caso de *Pentagonia macrophylla*, coincidiendo con lo expuesto por Augspurger (1983), que realizó un trabajo para la fenología floral de 6 de sus especies en la isla Barro Colorado, quien encuentra que *Pentagonia macrophylla* presentó una producción continua de frutos durante el tiempo de estudio y destaca que este tipo de producción en los bosques tropicales es poco común.

3.2.7 Valoración, conocimiento y aplicaciones de la flora muestreada

La identificación de algunas de las características que poseen muchas de las especies encontradas en la zona es un aporte para su conocimiento, uso y conservación. En esta fase del estudio se evidenció que son muchos los taxones que se deben investigar, en cuanto a la priorización de sus potenciales usos y en relación con el conocimiento que se tiene de la biología y la conservación, para posteriormente transmitirlos a las comunidades de la zona, quienes serán las encargadas de salvaguardar dichos recursos.

Por lo anterior, es importante conocer la gran variedad florística que albergan los ecosistemas boscosos colombianos y los beneficios ecológicos, económicos y culturales que proporcionan, derivados de los cientos de especies que poseen un gran potencial para ser usadas en las diferentes actividades del hombre en la actualidad (Cavelier y Lee, 1999; Robledo, Tobón y Restrepo, 2002; FAO, 2006). La mayoría de las especies encontradas en la presente investigación poseen diversos y potenciales usos, registrados en diferentes lugares de Colombia, entre los principales figuran: alimenticio, medicinal, artesanal y ornamental.

Un gran número de las especies encontradas en el estudio han sido registradas como especies promisorias desde el punto de vista comercial en diferentes investigaciones (Cavelier y Lee, 1999). Si bien el potencial maderero sigue siendo de vital importancia para las comunidades de la zona, cada vez hay un mayor reconocimiento de los bienes no maderables y de los servicios forestales como elementos indispensables en el manejo sostenible de los bosques tropicales. Entre los productos no maderables se encuentran las plantas medicinales y ornamentales, así como los diferentes tipos de semillas utilizadas con fines artesanales o para la alimentación (Cavelier y Lee, 1999; Gómez y Toro, 2008; Gómez, 2008).

A lo largo del desarrollo de la investigación se encontraron taxones que presentan atributos particulares en aspectos como su estatus de conservación, su rareza en el área de estudio y su potencial etnobotánico; varios de estos taxones han sido evaluados por la UICN y presentan algún tipo de riesgo de extinción. A continuación se describen algunos de estos taxones promisorios en diferentes áreas del conocimiento, que van desde lo científico hasta lo cultural y productivo.

3.2.8 *Especies importantes por su actual estatus de conservación*

Dentro de las especies propagadas en el presente estudio, existen algunas que se encuentran actualmente presentes en *Libros rojos* y listas prioritarias para la conservación (Cárdenas y Salinas, 2007; Cogollo, Velásquez, Toro y García, 2007). Figuran especies tan importantes como *Cedrela odorata*, la cual ha sido explotada por su madera para la elaboración de viviendas, tableros, marcos, paneles, muebles, contrachapados, chapas decorativas, torneado, adornos, instrumentos musicales, artesanías, puertas, tallas y empaques. Esta ha sido una de las maderas más importantes a nivel mundial y ha sido intensamente explotada durante los últimos doscientos años (López y Montero, 2005).

Esta especie ha sido incluida dentro de la categoría *en peligro* (EN) de UICN. De acuerdo con algunos datos de las corporaciones autónomas regionales, cerca del 60 % de sus poblaciones se localizan en regiones de explotación intensiva; además, este precedente de explotación ha influido en la inclusión de esta especie en el apéndice III del CITES a partir del 30 de octubre del 2001.

Otras de las especies propagadas en la fase de vivero, con algún riesgo de extinción, pertenecen a la familia Arecaceae. Algunas de las características que hacen de las palmas un grupo vulnerable a procesos de impacto antrópico son su crecimiento y su desarrollo, debido a que en gran parte de los casos su tallo no logra recuperarse a eventos de podas, especialmente en su región apical. Algunas especies son dioicas, es decir, tienen los órganos sexuales masculinos y femeninos en individuos separados, lo que hace que se requiera de un mayor número de plantas adultas para mantener una población estable. Sumado a esto, muchas de las especies de palmas pueden tardar más de veinticinco años en alcanzar su edad reproductiva (Galeano y Bernal, 2005).

De acuerdo con los estudios realizados por Galeano y Bernal (2005), *Geonoma interrupta*, *Bactris coloniata* y *Chamaedorea pinnatifrons* se encuentran incluidas dentro de la categoría *preocupación menor* (LC); esta última especie también fue evaluada para el departamento de Antioquia dentro de la categoría *vulnerable* (VU) (Gómez y Rodríguez, 2006; Gobernación de Antioquia *et al.*, 2005). Lo anterior indica que, con el paso del tiempo, estas especies podrían estar amenazadas, debido a la rápida reducción de su tamaño poblacional y a la fragmentación de su hábitat.

Geonoma interrupta se distribuye desde Centro América hasta el occidente de Colombia y las Antillas, en bosques húmedos y pluviales tropicales desde el nivel del mar hasta aproximadamente 1000 m de elevación, esta palma es generalmente aprovechada con fines ornamentales (Morales, Varón y Londoño, 2000).

En cuanto a *Chamaedorea pinnatifrons*, esta especie es ampliamente distribuida, se encuentra desde el sur de México hasta Bolivia, desde zonas bajas hasta bosques montanos, de 40 a 2700 m s. n. m. (Henderson, Galeano y Bernal, 1995), crece en el interior de robledales, bosques secundarios maduros, es gregaria y llega a ser un elemento característico del interior del bosque (Toro, 2000). Esta especie ha sido comúnmente aprovechada en la fabricación de molinillos y otro tipo de utensilios (Henderson *et al.*, 1995). Finalmente, *Bactris coloniata* ha sido explotada con fines alimenticio, ornamental y artesanal (Morales *et al.*, 2000).

3.2.9 *Especies importantes por su rareza en el área de estudio*

Durante los muestreos realizados en el estudio florístico, algunas de las especies cultivadas en el vivero se caracterizaron por ser poco comunes. Una especie rara es un organismo poco frecuente o escaso, inclusive raramente presente en estudios florísticos y poco representado en colecciones de herbario. El concepto de *rareza* debe considerarse en términos relativos, ya que, si bien la mayor parte de las plantas amenazadas pueden considerarse como raras, muchas plantas especialmente raras no tienen por qué estar amenazadas, aunque sí pueden ser objeto de conservación por motivos científicos o de otra índole (Bacchetta *et al.*, 2008). La rareza de las plantas puede estar relacionada con la distribución disyunta o fragmentada, incluye procesos relictuales que pueden implicar una prioridad local para la conservación.

Algunas de las especies propagadas y valoradas de acuerdo con su rareza en el área de estudio fueron: *Pentagonia macrophylla*, *Cupania cinerea* y *Calophyllum brasiliense*. En el caso de *Pentagonia macrophylla*, es importante anotar que esta especie presentó densidades muy bajas en el muestreo florístico, y generalmente los pocos individuos encontrados en el presente trabajo habitaban zonas aledañas a las riveras de quebradas. *Cupania cinerea* es una especie distribuida generalmente en bosques húmedos y conservados, actualmente se encuentra como *casi amenazada* (NT) en varios países de Centroamérica (Nicaragua, Costa Rica y Panamá) (Tropicos, 2010). En Colombia esta especie no está evaluada dentro de alguna categoría de amenaza; sin embargo, sus poblaciones están siendo reducidas actualmente, debido a la utilización de su madera para fabricar postes de cercas, para construcciones de viviendas rurales y como fuente dendroenergética (Morales y Sarmiento, 2008).

Calophyllum brasiliense es una especie de amplia distribución, pero solamente encontrada en bosques con reducido grado de intervención antrópica. Esta especie ha sufrido la excesiva extracción del bosque natural, hecho que, sumado a que no cuenta con ningún tipo de protección o normatividad que la resguarde, la hace candidata para engrosar en pocos años la lista de especies en extinción para la flora de Colombia (Flores, 1994).

3.2.10 Especies importantes por sus potencialidades desde el punto de vista etnobotánico y de bioprospección

En una sociedad cada vez más industrializada, los aportes de los conocimientos tradicionales sobre las plantas pueden ser fundamentales, no solo para favorecer la conservación de la biodiversidad, sino también en tanto potencialmente valiosos a la hora de dar soluciones a problemas importantes a nivel social, en factores más básicos como la salud o la alimentación. Con base en una observación previa de diferentes aspectos morfológicos de las especies muestreadas en el análisis florístico, se seleccionaron algunas de estas teniendo en cuenta los usos implementados por la comunidad de la zona. También se evaluaron posibles usos, pese a que actualmente no sean considerados por la comunidad, que podrían ser una fuente importante de recursos a futuro con una buena planificación.

Algunas de las especies seleccionadas con base en estos criterios fueron: *Triplaris americana*, *Costus lasius*, *Calophyllum brasiliense* y *Renealmia alpinia*. Actualmente existen algunos estudios farmacológicos en los cuales se analiza la actividad antioxidante y antibacteriana de extractos del tallo de *Triplaris americana* (Inocente *et al.*, 2010), planta utilizada por la comunidad para curar infecciones intestinales, fiebre, diarrea y dolor de muelas. De igual forma, el extracto de la corteza de *Triplaris americana* presenta actividad antimalárica contra una cepa de *Plasmodium falciparum* (Desmarchelier y Alonso, 2005; Desmarchelier y Schaus, 2000; Muñoz *et al.*, 2000).

Otra especie que resulta interesante para la comunidad científica, por sus potencialidades en el campo de la química farmacéutica, es *Calophyllum brasiliense*. De esta especie se han utilizado extractos de sus hojas y tallos para evaluar actividad antitumoral y anti-VIH (Ibáñez, 2007).

También se han registrado las cualidades terapéuticas de especies del género *Costus*, empleado para el tratamiento de malestares renales, del cual se utiliza el extracto de la inflorescencia y el tallo tierno. Los extractos de tallos y hojas del género *Piper* son utilizados como analgésico, debido a las altas cantidades del metabolito conocido como piperovatina (Díaz y Ortega, 2006). El género *Piper* ha sido ampliamente utilizado para el control de diferentes patologías, como la leishmaniasis; el aceite esencial que se extrae de estas plantas se ha estudiado desde el punto de vista farmacológico y toxicológico, mostrando resultados positivos en la actividad antileishmanial (Payrol, Scull, Miranda y Mozote, 2000).

Otras especies exitosamente empleadas desde el punto de vista farmacéutico son las pertenecientes al género *Chamaedorea*, las cuales son utilizadas para el tratamiento de resfriados, y hasta para picaduras de serpiente. Asimismo, la especie *Euterpe precatoria* ha sido reportada como reconstituyente físico, especialmente los extractos tomados de sus raíces (Paniagua, 2005).

Finalmente, y como parte de la fase de exploración e inventario de vegetación, en el presente trabajo se reportó una especie del género *Erythroxylum*, conocida por los miembros de la comunidad como “coca de monte”; las especies de este género revisten importancia por la presencia de diferentes alcaloides de uso medicinal y algunas son reportadas en la zona como potencialmente tintóreas.

3.2.11 Especies importantes por sus potencialidades para la aplicación en la reforestación, restauración y recuperación de las cuencas hidrográficas

La restauración en muchas zonas de la región andina ha estado enfocada básicamente en la reforestación de cuencas con especies introducidas. En los Andes Centrales el mayor número de hectáreas plantadas con especies introducidas se estableció en la década de los sesenta (Cavelier y Santos, 1999; López, 2003). Especies de pinos (*Pinus patula* y *Pinus radiata*), ciprés (*Cupressus lusitanica*) y eucalipto (*Eucalyptus* spp.) son cultivadas actualmente con fines comerciales, pero con frecuencia también son plantadas en el establecimiento de bosques protectores-productores y en estrategias de restauración (Alvarez, Williams y Newton, 2004).

El establecimiento de las plantaciones anteriormente mencionadas cumple con la función protectora del suelo, mas no favorece los procesos sucesionales del bosque nativo (Vargas, 2008). Existen diferentes factores por los cuales la regeneración natural se ve afectada dentro de una plantación forestal, entre ellos están las altas densidades de las especies plantadas y la posible competencia asociada a procesos de alelopatía (Connell y Lowman, 1989; Weber, 1990; Orozco, Medina y Sarria, 2005). El uso planificado de diferentes especies nativas como catalizadoras de la sucesión podría disminuir los efectos de la dominancia de una o pocas especies sobre el desarrollo de la sucesión natural (Vargas, 2008).

De acuerdo con los análisis y observaciones en campo, con respecto a la presencia de cada uno de los taxones evaluados en los diferentes sitios de muestreo, se diferenciaron principalmente tres grupos de plantas con importancia en los procesos de sucesión ecológica: especies pioneras, especies pioneras intermedias y especies no pioneras (Vargas, 2008). Los posibles usos con respecto a la reforestación y recuperación de cuencas hidrográficas se plantearon de acuerdo con los requerimientos ecológicos de cada uno de los taxones propagados (tabla 3.2).

En este contexto, una especie pionera es aquella que coloniza los bosques en sus etapas iniciales de sucesión ecológica; generalmente, estas especies necesitan grandes cantidades de luz y son intolerantes a la sombra; asimismo, estas se caracterizan por tener estrategias reproductivas basadas en la producción de un gran número de descendientes de rápido crecimiento y cortos ciclos de vida. Una especie

Tabla 3.2. Grupos ecológicos, posibles usos en reforestación y recuperación de cuencas hidrográficas

Nombre científico	Familia	Grupo ecológico	Posibles usos
<i>Cedrela odorata</i>	Meliaceae	Pioneras intermedias	Recuperación de microcuencas y zonas degradadas.
<i>Cecropia angustifolia</i>	Urticaceae	Pioneras intermedias	Estas especies se establecen muy bien cerca de árboles que le proporcionen sombra
<i>Anthurium scherzerianum</i>	Araceae	no pioneras	
<i>Dieffenbachia oerstedii</i>	Araceae	no pioneras	
<i>Chamaedorea pinnatifrons</i>	Arecaceae	no pioneras	
<i>Geonoma interrupta</i>	Arecaceae	no pioneras	
<i>Aiphanes aculeata</i>	Arecaceae	no pioneras	
<i>Bactris coloniata</i>	Arecaceae	no pioneras	
<i>Pourouma bicolor</i>	Urticaceae	no pioneras	
<i>Calophyllum brasiliense</i>	Clusiaceae	no pioneras	Plantas del interior del bosque. Pueden emplearse como enriquecimiento de ecosistemas, específicamente en lugares con baja intensidad solar
<i>Costus lasius</i>	Costaceae	no pioneras	
<i>Asplundia</i> sp.	Cyclanthaceae	no pioneras	
<i>Cyclanthus bipartitus</i>	Cyclanthaceae	no pioneras	
<i>Ocotea macropoda</i>	Lauraceae	no pioneras	
<i>Piper nudibracteatum</i>	Piperaceae	no pioneras	
<i>Pentagonia macrophylla</i>	Rubiaceae	no pioneras	
<i>Cupania cinerea</i>	Sapindaceae	no pioneras	
<i>Renealmia alpina</i>	Zingiberaceae	no pioneras	
<i>Dendropanax arboreus</i>	Araliaceae	pioneras	
<i>Ricinus communis</i>	Euphorbiaceae	pioneras	
<i>Erythrina poeppigiana</i>	Fabaceae	pioneras	
<i>Albizia carbonaria</i>	Fabaceae	pioneras	Recuperación de microcuencas y zonas degradadas.
<i>Miconia macrotis</i>	Melastomataceae	pioneras	Estas especies se establecen muy bien cerca de árboles que le proporcionen sombra
<i>Inga umbellifera</i>	Fabaceae	pioneras	
<i>Abarema jupunba</i>	Fabaceae	pioneras	
<i>Syzygium jambos</i>	Myrtaceae	pioneras	
<i>Triplaris americana</i>	Polygonaceae	pioneras	
<i>Solanum sycophanta</i>	Solanaceae	pioneras	

pionera intermedia es aquella que se caracteriza por su establecimiento en áreas en regeneración o en campos agrícolas abandonados, especies que se desarrollan en cafetales de sombra y plantas que se establecen en zonas bajas o en claros de bosque mixto. Una especie no pionera es aquella que se establece en estados sucesionales avanzados de bosques relativamente jóvenes (Vargas, 2008).

Dentro de las especies propagadas existen algunas que se deben resaltar por sus diferentes características, no solo ecológicas, sino también morfológicas, resultando atractivas para iniciar procesos de reforestación, restauración de ecosistemas degradados y paisajismo. Este es el caso de la especie *Pentagonia macrophylla*, la cual es importante debido a varios factores, como su fructificación continua y su asociación a los cuerpos de agua. Otra especie es *Solanum sycophanta*, la cual, además de tener una amplia distribución en el Oriente Antioqueño, está asociada a pequeños fragmentos boscosos y a rastrojos altos en estadios secundarios de sucesión temprana (Alzate y Sierra, 2007). Por otra parte, la especie *Cespedesia macrophylla* fue de gran interés durante el tiempo de estudio, debido a que los individuos observados en la zona se encontraban únicamente en áreas abiertas, con pendientes pronunciadas y suelos erosionados, básicamente sobre taludes, siendo una especie útil en programas de restauración.

Referencias bibliográficas

- Alvarez, C., Williams, G. y Newton, A. (2004). Experimental Native Tree Seedling Establishment for the Restoration of a Mexican Cloud Forest. *Restoration Ecology*, 12(3), 412-418.
- Alzate, F. (2008). *Caracterización y estudio de la vegetación del Oriente Antioqueño*. Rionegro (Colombia): Universidad Católica de Oriente.
- Alzate, F. y Sierra, J. (2005). *Especies vegetales ornamentales silvestres de bosques montano bajos del Oriente Antioqueño*. Rionegro (Colombia): Universidad Católica de Oriente.
- . (2007). *Establecimiento de fuentes semilleras en bosques montano bajos de los municipios de La Ceja, El Carmen de Viboral y El Retiro*. Informe técnico final del proyecto de manejo sostenible de bosques (MSB). Presentado a la Corporación Autónoma Regional de las Cuencas de los Ríos Negro y Nare (Cornare) y la Organización Internacional de las Maderas Tropicales (OIMT). Grupo de Estudios Florísticos, Universidad Católica de Oriente. Rionegro, Colombia.
- Alzate, F., Gómez, M. y Rodríguez, S. (2008). *Especies vegetales del altiplano del Oriente Antioqueño en peligro de extinción*. Medellín: Lealon.
- Appleton, B. y French, S. (1993). Tree and Shrub Planting Guidelines. *Virginia Cooperative Extension*, 430-295, 1-2.
- Augsburger, C. K. (1983). Offspring Recruitment around Tropical Trees: Changes in Cohort Distance with Time. *Oikos*, 40(2), 189-196.

- Bacchetta, G., Bueno, Á., Fenu, G., Jiménez, B., Mattana, E., Piotto, B. y Virevaire, M. (Eds.). (2008). *Conservación ex situ de plantas silvestres*. Oviedo (España): Jardín Botánico Atlántico.
- Botti, C. (1999). Principios de la propagación y técnicas de propagación por estacas. En *Manejo tecnificado de invernaderos y propagación de plantas* (pp. 72-82). Coquimbo (Chile): Universidad de Chile.
- Cárdenas, D. y Salinas, N. (Eds.). (2007). *Libro rojo de plantas de Colombia. iv: Especies maderables amenazadas. Primera parte*. Bogotá: Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas (SINCHI) y Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial.
- Cavelier, A. y Lee, R. (1999). Ornamental Potential of Colombian Native Flora. *Acta Horticulturae*, 482, 369-376.
- Cavelier, J. y Santos, C. (1999). Efectos de plantaciones abandonadas de especies exóticas y nativas sobre la regeneración natural de un bosque montano en Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 47(4), 775-784.
- Cogollo, Á. (1986). *Estudio florístico y ecológico en el cañón del río Claro, San Luis, Antioquia* (Trabajo de grado no publicado). Universidad de Antioquia. Medellín, Colombia.
- Cogollo, Á., Velásquez, C., Toro, J. y García, N. (2007). Las podocarpáceas. En N. García (Ed.), *Libro rojo de plantas de Colombia. v: Las magnoliáceas, las miristicáceas y las podocarpáceas* (pp. 193-223). Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAVH), Corporación Autónoma Regional del Centro de Antioquia (Corantioquia) y Jardín Botánico Joaquín Antonio Uribe de Medellín (JAUM).
- Connell, J. y Lowman, M. (1989). Low-Diversity Tropical Rain Forests: Some Possible Mechanisms for Their Existence. *The American Naturalist*, 134(1), 88-119.
- Correa, D. y Vargas, O. (2009). Regeneración de palmas en bosques nativos y plantaciones del Santuario de Fauna y Flora Otún-Quimbaya (Risaralda, Colombia). *Caldasia*, 31(2), 195-212.
- Denslow, J. y Guzman, S. (2000). Variation in Stand Structure, Light and Seedling Abundance across a Tropical Moist Forest Chronosequence, Panama. *Journal of Vegetation Science*, 11(2), 201-212.
- Departamento Nacional de Planeación. (2007). *Visión Colombia II Centenario: 2019. Consolidar una gestión ambiental que promueva el desarrollo sostenible (propuesta para discusión)*. Bogotá: Autor.
- Desmarchelier, C. y Alonso, J. (2005). *Plantas medicinales para la atención primaria de la salud. Vademécum de fitoterapia*. Lima: Programa de Desarrollo Alternativo en las Áreas de Pozuzo-Palcazu (PRODAPP) y Organización de las Naciones Unidas (ONU).
- Desmarchelier, C. y Schaus, F. (2000). *Sesenta plantas medicinales de la Amazonía peruana. Ecología, etnomedicina y bioactividad (Sixty Medicinal Plants from the Peruvian Amazon: Ecology, Ethnomedicine and Bioactivity)*. Ed. bilingüe. Perú: Bio2000.

- Díaz, W. y Ortega, F. (2006). Inventario de recursos botánicos útiles y potenciales de la cuenca del río Morón, estado Carabobo, Venezuela. *Ernstia*, 16(1), 31-67.
- FAO. (2006). Evaluación de los recursos forestales mundiales 2005. Hacia la ordenación forestal sostenible. Roma: Autor. Disponible en <http://www.fao.org/docrep/009/a0400s/a0400s00.htm>
- Flores, E. (1994). Árboles y semillas del Neotrópico. *Museo Nacional de Costa Rica*, 3(2), 1-26.
- Foster, S. y Janson, C. (1985). The Relationship between Seed Size and Establishment Conditions in Tropical Woody Plants. *Ecology*, 66(3), 773-780.
- Galeano, G. y Bernal, R. (2005). Palmas. En E. Calderón, G. Galeano y N. García (Eds.), *Libro rojo de plantas de Colombia. II: Palmas, frailejones y zamias* (pp. 59-224). Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAVH), Instituto de Ciencias Naturales de la Universidad Nacional de Colombia y Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial.
- Gentry, A. H. (1982). Neotropical Floristic Diversity: Phytogeographical Connections between Central and South America, Pleistocene Climatic Fluctuations, or an Accident of the Andean Orogeny? *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 69(3), 557-593.
- Giraldo, D. (2001). Análisis florístico y fitogeográfico de un bosque secundario pluvial andino, cordillera Central (Antioquia, Colombia). *Darwiniana*, 39(3-4), 187-199.
- Gobernación de Antioquia, DAMA, Área Metropolitana del Valle de Aburrá, Corantioquia, Cornare y JAUM. (2005). *Estrategia para la conservación de plantas amenazadas en el departamento de Antioquia*. Medellín: Autores.
- Gómez, M. y Rodríguez, S. (2006). *Diagnóstico del estado poblacional e inventario de algunas especies vegetales en peligro de extinción en el altiplano del Oriente Antioqueño y determinación de protocolos de propagación* (Trabajo de grado no publicado). Universidad Católica de Oriente. Rionegro, Colombia.
- Gómez, M. y Toro, J. (2008). *Manejo de las semillas y la propagación de diez especies forestales del bosque seco tropical*. Medellín: Corporación Autónoma Regional del Centro de Antioquia (Corantioquia).
- Gómez, M., Quijano, M. y Rodríguez, S. (2009). Programa integral de conservación y recuperación para las especies *Podocarpus oleifolius*, *Godoya antioquiensis* y *Cariniana pyriformis* en las áreas del bosque montano bajo y bosque húmedo tropical del Oriente Antioqueño. Convenio 184/07-051-2008. Proyecto Japanese PHRD Grant for San Nicolas Carbon Sink, Project-Grant TF056577, Cornare. Antioquia, Colombia.
- Gómez, W. F. (2008). *Fenología, propagación de semillas nativas forestales y establecimiento de viveros nativos y comerciales dentro del área del corredor Guantiva-La Rusia-Iguaque* (Trabajo de grado no publicado). Universidad Industrial de Santander. Santander, Colombia.

- Guariguata, M. y Kattan, G. (Comps.). (2002). *Ecología y conservación de bosques neotropicales*. Cartago (Costa Rica): Libro Universitario Regional.
- Hartmann, H. y Kester, D. (1988). *Propagación de plantas. Principios y prácticas*. México: Continental.
- Henderson, A., Galeano, G. y Bernal, R. (1995). *Field Guide to the Palms of the Americas*. Princeton (Nueva Jersey): Princeton University Press.
- Hernández, J., Ortiz, R., Walschburger, T. y Hurtado, A. (1992). Estado de la biodiversidad en Colombia. En G. Halffter (Comp.), *La diversidad biológica de Iberoamérica I* (pp. 41-238). México: Acta Zoológica Mexicana e Instituto de Ecología.
- Holdridge, L. R. (1978). *Ecología basada en zonas de vida*. San José (Costa Rica): Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA).
- Ibáñez, L. (2007). Marcadores y efecto antitumoral anti-VIH de las hojas y corteza de *Calophyllum brasiliense* C, “Lagarto caspi, Santa María, Barf”, de las zonas de Satipo y Pucallpa. Perú, Sudamérica. *Horizonte Médico*, 7(2). 63-70.
- Ibisch, P. L. (1996). *Neotropische Epiphytendiversität - das Beispiel Bolivien*. Alemania: Martina Galunder.
- Inocente, M., Fuertes, C., Jurado, B., Mondragón, I., Taipe, E. y Ostos, H. (2010). Estudio farmacognóstico, actividad antioxidante y toxicidad a dosis límite de *Triplaris americana* L. (tanganara colorada). *Revista de la Sociedad Química del Perú*, 76(1) 34-42.
- Janzen, D. H. (1970). Herbivores and the Number of Tree Species in Tropical Forests. *The American Naturalist*, 104(940), 501-528.
- Janzen, D. y Vázquez, C. (1991). Aspects of Tropical Seed Ecology of Relevance to Management of Tropical Forested Wildlands. En A. Gómez-Pompa, T. Whitmore y M. Hadley (Eds.), *Rain Forest Regeneration and Management* (pp. 137-157). París: Unesco y Parthenon.
- Kessler, M. y Croat, T. (1999). State of Knowledge of Bolivian Araceae. *Selbyana*, 20(2), 224-234.
- Krömer, T. y Gradstein, S. (2003). Species Richness of Vascular Epiphytes in Two Primary Forests and Fallows in the Bolivian Andes. *Selbyana*, 24(2), 190-195.
- Levin, D. A. (1974). The Oil Content of Seeds: An Ecological Perspective. *The American Naturalist*, 108(960), 193-206.
- Liesner, R. (1996). *Técnicas de campo utilizadas por el Jardín Botánico de Missouri*. San Luis (Misuri): Missouri Botanical Garden. Recuperado de <http://www.mobot.org/mobot/research/library/Fieldtechbook/spanish/tpage.html>
- Lloyd, D. G. (1980). Demographic Factors and Mating Patterns in Angiosperms. En O. Solbrig (Ed.), *Demography and Evolution in Plants Populations* (pp. 67-88). Oxford: Blackwell.
- López, G. (2003). *Análisis del plan de manejo cuenca hidrográfica de río Blanco*. Informe a Personería Municipal. Manizales, Colombia.

- López, R. y Montero, M. (2005). *Manual de identificación de especies forestales en bosques naturales con manejo certificable por comunidades*. Bogotá: Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas (SINCHI) y Fundación Chemonics Colombia.
- MacDonald, B. (1986). *Practical Woody Plant Propagation for Nursery Growers, vol. 1*. Portland (Oregón): Timber Press.
- McAleece, N., Gage, J., Lambshead, J. y Patterson, G. (1997). *BioDiversity Professional Statistics Analysis Software (version 2.0)*. Londres: Natural History Museum y Scottish Association for Marine Science.
- Mello, M., Schittini, G., Selig, P. y Bergallo, H. (2004). A Test of the Effects of Climate and Fruiting of *Piper* Species (Piperaceae) on Reproductive Patterns of the Bat *Carollia perspicillata* (Phyllostomidae). *Acta Chiropterologica*, 6(2), 309-318.
- Méndez, L. y Calle, Z. (2007). Árboles y arbustos de la cuenca media del río La Vieja. *Guía de campo*. Cali (Colombia): Centro de Investigaciones y Estudios en Biodiversidad y Recursos Genéticos (CIEBREG).
- Morales, A. y Sarmiento, D. (2008). *Caracterización de la vegetación y reforestación con árboles nativos del bosque seco tropical en el área del Parque Recreativo y Zoológico Piscilago (Nilo, Cundinamarca) como una alternativa para la conservación de especies de fauna y flora silvestre*. Bogotá: Universidad Autónoma de Colombia.
- Morales, L., Varón, T. y Londoño, J. (2000). *Palmas ornamentales*. Medellín: Universidad Nacional de Colombia.
- Muñoz, V., Sauvain, M., Bourdy, G., Callapa, J., Rojas, I., Vargas, L., Tae, A. y Deharo, E. (2000). The Search for Natural Bioactive Compounds through a Multidisciplinary Approach in Bolivia. Part II. Antimalarial Activity of Some Plants Used by Mosekene Indians. *Journal of Ethnopharmacology*, 69(2), 139-155.
- Orozco, F., Medina, M. y Sarria, P. (2005). Aislamiento y evaluación de microorganismos endófitos de aliso (*Alnus acuminata* var. *acuminata*). *Livestock Research for Rural Development*, 17(1). Recuperado de <http://www.lrrd.org/lrrd17/1/oroz17010.htm>
- Paniagua, N. Y. (2005). Diversidad, densidad, distribución y uso de las palmas en la región del Madidi, noreste del departamento de La Paz (Bolivia). *Ecología en Bolivia*, 40(3), 265-280.
- Payrol, J., Scull, R., Miranda, M. y Mozote, L. (2000). Estudio de los aceites esenciales de *Chenopodium ambrosioides* L. y *Piper auritum* L. *Revista Cubana de Medicina Tropical*, 56(3), 230-233.
- Robledo, C., Tobón, P. y Restrepo, A. (2002). *Valoración de bienes y servicios forestales en el proyecto OIMT 54/99 (F): "Modelo alternativo de financiación del manejo sostenible de los bosques de San Nicolás"*. Colombia: Corporación Autónoma Regional de las Cuencas de los Ríos Negro y Nare (Cornare), Instituto Federal Suizo de Investigación y Prueba de Materiales y Tecnología (EMPA) y Organización Internacional de las Maderas Tropicales (OIMT).

- Salisbury, F. y Ross, C. (1994). *Fisiología vegetal*. Ed Iberoamericana, México.
- Thies, W. y Kalko, E. (2004). Phenology of Neotropical Pepper Plants (Piperaceae) and Their Association with Their Main Dispersers, Two Short-Tailed Fruit Bats, *Carollia perspicillata* and *C. castanea* (Phyllostomidae). *Oikos*, 104(2), 362-376.
- Thies, W., Kalko, E. y Schnitzler, H. (2006). Influence of Environment and Resource Availability on Activity Patterns of *Carollia castanea* (Phyllostomidae) in Panama. *Journal of Mammalogy*, 87(2), 331-338.
- Thompson, K., Grime, J. y Mason, G. (1977). Seed Germination in Response to Diurnal Fluctuations of Temperature. *Nature*, 267(5607), 147-149.
- Toro, J. (2000). *Árboles y arbustos del Parque Regional Arví*. Medellín: Corporación Autónoma Regional del Centro de Antioquia (Corantioquia).
- Tropicos. (2010). www.tropicos.org. Missouri Botanical Garden.
- Trujillo, E. (1996). Madurez y maduración de frutos y semillas. En *Recolección y procesamiento de semillas forestales*. Bogotá: Corporación Nacional de Investigación y Fomento Forestal (Conif), serie técnica n.º 34.
- UICN. (2006). *UICN Red List of Unthreatened Species*. Recuperado de <http://www.iucn.org>
- Vandergriff, D. y Clatterbuck, W. (2000). Transplanting trees. *Agricultural Extension Service*, SP572, 1-4.
- Vargas, G. (2008). *Evaluación de dos estrategias de restauración, su aplicación en el establecimiento del corredor Barbas-Bremen, Quindío, Colombia* (Tesis de maestría no publicada). Universidad del Valle. Cali, Colombia.
- Vázquez, C. y Orozco, A. (1994). Signals for Seeds to Sense and Respond to Gaps. En M. Caldwell y R. Pearcy (Eds.), *Exploitation of Environmental Heterogeneity by Plants: Ecophysiological Processes Above-and Belowground* (pp. 209-235). San Diego (California): Academic Press.
- Vílchez, B., Chazdon, R. y Alvarado, W. (2008). Fenología reproductiva de las especies del dosel en bosques secundarios y primarios de la región Huetar Norte de Costa Rica y su influencia en la regeneración vegetal. *Revista Forestal Mesoamericana Kurú*, 5(15), 16-33.
- Villareal, H., Álvarez, M., Córdoba, S., Escobar, F., Fagua, G., Gast, F., Mendoza, H., Ospina, M. y Umaña, A. M. (2004). *Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad*. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAVH).
- Weber, A. (1990). Host Specificity and Efficiency of Nitrogenase Activity of *Frankia* Strains from *Alnus incana* and *Alnus glutinosa*. *Symbiosis (Rehovot)*, 8(1), 47-60.
- Wells, J. S. (1979). *Plant Propagation Practices*. Nueva York: Macmillan.
- Whitmore, T. C. (1989). Canopy Gaps and the Two Major Groups of Forest Trees. *Ecology*, 70(3), 536-538.

ESTUDIO FLORÍSTICO, PROSPECCIÓN Y VALORACIÓN
DEL ESTADO DE CONSERVACIÓN PARA UN BOSQUE HÚMEDO TROPICAL,
MUNICIPIO DE SAN LUIS

Sandra Camila Montes Salazar
Mario Alberto Quijano Abril

Grupo de Estudios Florísticos. Herbario Universidad
Católica de Oriente

Introducción

La transformación y la fragmentación del hábitat natural son reconocidas en el ámbito mundial como las principales amenazas a la diversidad biológica, que generalmente ocurren por el manejo irracional de los recursos naturales. La transformación y la reducción en el tamaño de las coberturas de bosque dan lugar a la pérdida de hábitat, lo que disminuye el tamaño de las poblaciones, tanto de fauna como de flora, además de afectar el ambiente físico y el clima (local y regional), provocando un aumento en la temperatura superficial del suelo y una disminución en la evapotranspiración y la precipitación, alterando así procesos ecológicos (Lean y Warrilow, 1989; Shukla, Nobre y Sellers, 1990).

Para Colombia el estudio de la biodiversidad es una tarea enorme no solo por la complejidad de los sistemas biológicos, sino también por la alta diversidad que tiene el país, pues es uno de los cinco países megadiversos del mundo. Durante las últimas décadas se han venido adelantando investigaciones que han permitido conocer el estado actual de las coberturas boscosas de Colombia, con importantes resultados, como que la fragmentación del hábitat producto de la deforestación es evidente, alterándose, en consecuencia, la composición florística de las coberturas boscosas, la dinámica poblacional de la vegetación, la tasa de mortalidad y la formación de claros, lo que invariablemente conduce a la pérdida de diversidad biológica (Corzo *et al.*, 2011).

Los bosques del departamento de Antioquia son de gran importancia por la extensión que ocupan, los valores ecológicos que encierran y los bienes que producen; sin embargo, la gran presión que las comunidades han ejercido en los últimos años sobre estos ha hecho que su tasa de destrucción sea muy alta, lo que ha implicado la necesidad de seguir realizando inventarios y colecciones en los distintos lugares del departamento, así como trabajos enfocados principalmente en catálogos florísticos

generales y en el desarrollo de estudios de conservación de especies para estas áreas donde existe una alta y aún desconocida diversidad biótica. El desconocimiento de la diversidad florística, sumado al de los procesos de transformación de los ecosistemas vegetales naturales, es quizá uno de los principales factores que generan la pérdida de diversidad.

El Oriente Antioqueño es una de las nueve subregiones en las que está dividido el departamento de Antioquia. Es una zona de climas variados, con una oferta paisajística muy atractiva y un nivel de desarrollo general alto. Así mismo, esta zona cuenta con una extensión territorial de 7021 km², de los cuales el 22,85 % corresponde a pisos térmicos cálidos, el 34,8 % a pisos medios, el 40 % a pisos fríos y el 2,35 % a páramos. Esta diversidad le da un valor importante en cuanto a la riqueza de recursos naturales y, a su vez, un alto potencial turístico como subregión heterogénea relacionada con el Nordeste y el Magdalena Medio (Minambiente, 1998; Espinal, Parra y Pulgarín, 2011; Cornare, 2004).

El municipio de San Luis se localiza en las estribaciones del valle del Magdalena Medio, en la subregión Bosques, según la distribución que tiene la Corporación Autónoma Regional de las Cuencas de los Ríos Negro y Nare (Cornare) dentro de su jurisdicción. Cuenta con una extensión de 453 km², las alturas del municipio se encuentran entre 350 y 1800 m s. n. m., la temperatura promedio es de 25 °C y las precipitaciones oscilan entre 3000 y 4200 mm anuales. San Luis posee diversas zonas de vida, como el bosque húmedo tropical (bh-T), el bosque muy húmedo tropical (bmh-T) y el bosque pluvial premontano (bp-PM), además cuenta con reservas de agua y bosques, por tal motivo, es considerado una de las grandes reservas naturales de la región (Alzate, 2008).

Debido a las condiciones ecológicas descritas, el municipio de San Luis exhibe grandes áreas de bosque, las cuales hoy en día están siendo afectadas por diferentes actividades productivas, entre las que se encuentra la explotación maderera, que se ha venido realizando desde hace algunos años y ha disminuido las poblaciones de especies forestales catalogadas como productoras de maderas finas; por esta razón, las comunidades han iniciado la explotación de maderas “ordinarias” o “comunes”, con menores precios en los mercados, para obtener los ingresos necesarios para la subsistencia familiar, reduciendo cada vez más las áreas de bosque nativo (INER y Cornare, 1993).

Partiendo de la importancia y el grado de amenaza de este tipo de ecosistemas, se realizó un estudio en un bosque húmedo tropical (bh-T) del municipio de San Luis, con el fin de caracterizar sus diferentes unidades florísticas y valorar el estado de conservación de sus especies con base en los criterios establecidos por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) y los *Libros rojos* publicados para Colombia.

Finalmente, se documentaron los principales y potenciales usos etnobotánicos dados por las comunidades a las especies inventariadas.

4.1 Metodología

4.1.1 Área de estudio

El bosque donde se realizó el estudio está ubicado en el municipio de San Luis (Antioquia), entre las coordenadas 5° 59' 28.8" N, 74° 54' 37.69" O, comprende elevaciones entre 900 y 910 m s. n. m. Las precipitaciones oscilan entre 3000 y 4200 mm anuales y la temperatura promedio anual es de 25 °C. De acuerdo con la clasificación de zonas de vida de Holdridge (1987), el bosque se ubica en la formación bosque húmedo tropical (bh-T) (figura 4.1).

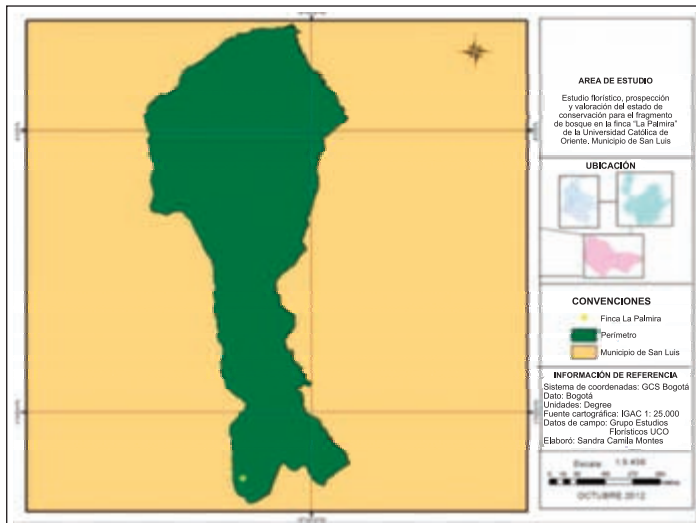


Figura 4.1. Perímetro y localización geográfica del área de estudio

4.1.2 Muestreo de la vegetación

El inventario florístico se realizó siguiendo la metodología propuesta por ISA y JAUM (2001), que consistió en establecer diez parcelas rectangulares de 4 x 50 m, donde se censaron y midieron todos los individuos con un dap $\geq 2,5$ cm, medido a 1,3 m a partir del nivel del suelo. Adicionalmente, en el lado considerado como lado derecho, con relación al punto de inicio de la parcela, se registraron los individuos que por su porte o hábito de crecimiento no alcanzaban un dap $> 2,5$ cm, colectando el número de individuos posibles en estado reproductivo. A cada individuo colectado le fueron

medidas y documentadas variables como el dap en cm, la altura total y fustal, el hábito de crecimiento y adicionalmente, toda la información dendrológica necesaria para su identificación (Ariza, Toro y Lores, 2009; IDEA-UN y Cornare, 2009).

4.1.3 *Análisis de la información*

Se elaboró una curva de acumulación de especies para valorar el esfuerzo de muestreo empleado y el grado de confianza del inventario y se utilizó el estimador no paramétrico Chao 2 para valorar el número esperado de especies en el área de estudio. Para cuantificar la diversidad alfa dentro del bosque se calcularon los índices de diversidad de Shannon, Simpson y Margalef. Los cálculos anteriores se realizaron mediante el programa Biodiversity-Pro (McAleece, Gage, Lamshead y Patterson, 1997).

El índice de valor de importancia (IVI) utilizado para cuantificar la incidencia de una especie en su ecosistema fue el IVI modificado por Alzate y Sierra (2000), el cual se concibió teniendo en cuenta tres factores inherentes al estado de la especie: el estado de conservación de la especie en el área, la importancia etnobotánica y las relaciones faunísticas (IVI = estado de conservación + importancia etnobotánica + relaciones faunísticas). Solo se tuvieron en cuenta las 20 especies que presentaron los valores más altos.

Finalmente, para describir la estructura de la vegetación del bosque y resaltar las especies de plantas más representativas de la zona se tuvo en cuenta el número de estratos (estructura vertical) mediante hábitos de crecimiento y perfiles esquemáticos empleando la información de uno de los transectos, siendo el 5 el recomendado por la literatura en este caso. Para esto se siguió la metodología propuesta por Rangel y Lozano (1986), ajustada para ecosistemas andinos, la cual contempla los siguientes tipos de estratos: arbustivo (1,5-5 m), subarbóreo (5-12 m), arbóreo inferior (12-25 m) y arbóreo superior (25-28 m). La estructura horizontal del bosque se describió a partir de la distribución del número de árboles por clase diamétrica (Villareal *et al.*, 2004).

4.2 **Resultados y discusión**

El bosque perteneciente al área de estudio cuenta con aproximadamente 44 ha, de las cuales un 80 % corresponde a bosque maduro, con presencia de árboles con alturas hasta de 30 m, y el 20 % del área restante pertenece a bosque intervenido, en proceso de regeneración como consecuencia de la gran presión que las comunidades ejercieron hace algunos años para el desarrollo de actividades como la producción maderera y el consumo de leña. La pérdida de la flora nativa en el área de estudio es un reflejo del estado actual que presentan los bosques andinos de Colombia. Según Aguirre,

Jiménez y Kramer (2001), se estima que cerca del 90 % de la extensión original de estos ecosistemas forestales ha desaparecido, siendo una de las causas principales la gran concentración de la población en estas regiones, junto con el desarrollo de actividades como la expansión de la frontera agropecuaria y la producción maderera, actividades que finalmente propician la desaparición de estos ecosistemas.

4.2.1 Riqueza y composición florística

Incluyendo las colecciones generales, se registraron en total 934 individuos, representados en 61 familias, 115 géneros y 172 especies. El análisis de riqueza registró que las familias más diversas en el área fueron: Rubiaceae (8 géneros y 21 especies), Fabaceae (7 y 11), Arecaceae (7 y 8), Melastomataceae (6 y 11) y Lauraceae (5 y 10). Estos resultados coinciden en términos generales con lo expuesto en otros estudios florísticos de zonas bajas, así como con otros estudios realizados en la Amazonia colombiana (Hoyos, Hernández y Albert, 1983; Cogollo, 1986; Ramírez y Cárdenas, 1991; Rudas y Prieto, 1998; Giraldo, 2000; Mosquera, Robledo y Asprilla, 2007; Díaz y Londoño, 2009).

Los géneros con mayor número de especies fueron: *Psychotria* (8 especies), *Piper* (6), *Ocotea*, *Inga* y *Miconia* (5), los cuales han sido registrados como los de mayor riqueza específica en la región biogeográfica del Chocó y catalogados entre los géneros con más amplio margen de adaptación térmica en los gradientes cordilleranos andinos (Ramírez y Cárdenas, 1991; Giraldo, 2001; Mosquera *et al.*, 2007; Balcázar, Rangel y Linares, 2000).

De los individuos registrados en el inventario florístico se destacó el de una nueva especie del género *Piper* con hábito de crecimiento lianescente, el cual está en proceso de descripción. Especies como *Diospyros matheriana*, *Hyeronima oblonga*, *Henriettea fascicularis* se encontraron como nuevos registros para la flora de Antioquia.

En las colectas generales realizadas se registraron algunas especies que no fue común encontrar en los transectos y que fueron registros importantes para complementar la composición florística del bosque, especies como: *Bomarea edulis*, *Columnnea consanguinea*, *Cremospermopsis cestroides*, *Cybianthus venezuelanus*, *Doliocarpus multiflorus*, *Erythroxylum citrifolium*, *Guatteria recurvisepala*, *Guzmania lingulata*, *Heliconia spathocircinata*, *Homalomena wendlandii*, *Leonia triandra*, *Protium colombianum*, *Psittacanthus antioquiensis* y *Psychotria poeppigiana*, entre otras.

4.2.2 Índice de valor de importancia

Se evaluaron 20 especies con base en el IVI propuesto por Alzate y Sierra (2000), donde *Gustavia speciosa* y *Ocotea puberula* fueron las especies que presentaron el

mayor valor, siendo la importancia etnobotánica el parámetro con el valor más alto y con valores iguales en el estado de conservación y las relaciones faunísticas.

Otras especies, como *Eschweilera pittieri*, *Henriettea fascicularis*, *Miconia elata*, *Ocotea aurantiodora*, *Pourouma bicolor*, *Swartzia macrophylla*, *Tovomita weddelliana* y *Virola sebifera*, presentaron valores muy bajos en los parámetros del estado de conservación y de las relaciones faunísticas, pero valores altos en la importancia etnobotánica, dado que son especies que brindan múltiples usos a la comunidad, como el uso maderero, medicinal y ornamental, entre otros.

La mayoría de estas especies pueden considerarse como propias de estadios sucesionales intermedios, las cuales aprovechan la formación de claros para establecerse y las condiciones que le proporcionan para mantenerse (Knight, 1975).

4.2.3 Estructura de la vegetación

La estructura de la vegetación del bosque permitió destacar las especies más representativas de la zona, basada tanto en los perfiles de vegetación (estructura vertical) como en la distribución de los árboles por clase diamétrica (estructura horizontal).

4.2.3.1 Estructura vertical

La estructura vertical presentó individuos con alturas superiores a los 25 m, con base en esta análisis se definieron cuatro estratos de vegetación: arbustivo, subarbóreo, arbóreo inferior y arbóreo superior (figura 4.2).

Para el bosque se evidencia una mayor distribución en el estrato subarbóreo (5-12 m), representado por individuos con alturas que oscilan entre 7 y 12 m y que representan el 36,58 % del total de los individuos muestreados. Las especies dominantes y de

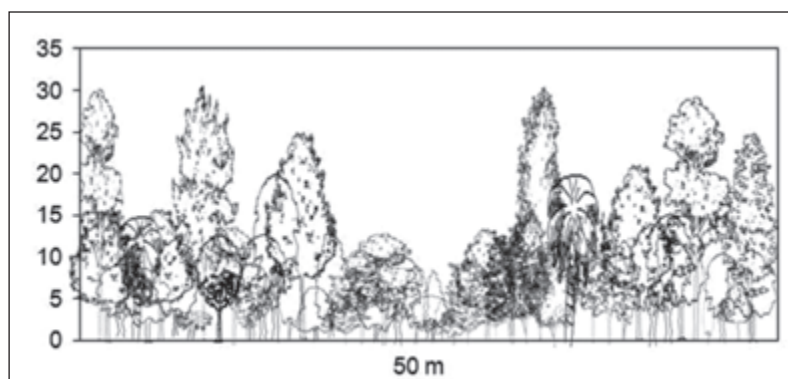


Figura 4.2. Perfil del bosque realizado a partir del transecto n.º 5

mayor abundancia en este estrato fueron: *Ecclinusa* sp., *Euterpe precatória*, *Gustavia speciosa*, *Lacistema aggregatum* y *Lecythis mesophylla*.

En el estrato arbóreo inferior (12-25 m) se registraron 188 individuos, equivalentes al 30,35 % de cobertura sobre el área total. Las especies más comunes en este estrato fueron: *Caryocar glabrum*, *Chrysochlamys dependens*, *Euterpe precatória*, *Guatteria novogranatensis*, *Miconia elata* y *Micropholis venulosa*.

El estrato arbustivo (1,5-5 m) presentó 147 individuos, que equivalen a un 28,60 % del total de los individuos. Las especies más representativas fueron: *Asterogyne martiana*, *Cyathea lockwoodiana*, *Welfia regia*, *Psychotria ovatistipula* y *Tachia parviflora*.

El estrato arbóreo superior (25-28 m) presentó una menor proporción de individuos, un 4,47 % representado principalmente por especies como: *Hyeronima oblonga*, *Ormosia* sp., *Vismia macrophylla* y *Eschweilera pittieri*.

Sanín y Duque (2006) afirman que la concentración de individuos y especies en el sotobosque y la disminución drástica a medida que se acerca al dosel parecen ser el patrón de distribución vertical más común en los bosques tropicales. Sin embargo, el bosque presentó características particulares que no es común encontrar en otros bosques tropicales, como la presencia de palmas arborescentes, una de las características más relevantes en la estructura vertical (Galeano, 2001).

4.2.3.2 Estructura horizontal

Se observó una distribución de las especies en forma de “J invertida”, donde a medida que los diámetros aumentaban los individuos encontrados disminuían. En su mayoría, los individuos presentaron mayor abundancia en la clase de menor diámetro (2,5-9 cm), que equivalen al 64,69 % de los individuos, compuesta principalmente por especies de hábitos arbustivos y pertenecientes a familias como: Arecaceae, Annonaceae, Euphorbiaceae, Burseraceae y Lacistemataceae.

Para la clase 2 (10-19 cm) se registraron 97 individuos, que constituyen el 19,25 % de la población censada, representada principalmente por árboles con hábito de crecimiento arbóreo y especialmente por las familias: Arecaceae, Asteraceae, Euphorbiaceae, Lauraceae, Lecythidaceae, Melastomataceae y Moraceae.

Para las dos clases diamétricas siguientes el número de individuos disminuyó considerablemente con respecto a las dos primeras, reportando para la clase 3 (20-29 cm) 58 especímenes y 21 para la clase 4 (30-39 cm). Finalmente, para la clase 5 (40-49 cm) solo 3 individuos fueron reportados, los cuales corresponden a las especies *Aspidosperma spruceanum*, *Eschweilera pittieri* y *Trattinnickia lawrancei*.

La tendencia de la distribución de las clases diamétricas del bosque podría reflejar la característica sucesional del mismo, debido principalmente a las perturbaciones constantes realizadas por los habitantes cercanos a la zona. Otro aspecto que influye en la presencia de diámetros pequeños o medianos en los bosques del trópico es la formación de claros naturales ocasionados por la caída de árboles, por los fuertes vientos, por las altas precipitaciones o por la dinámica natural del bosque (Mosquera *et al.*, 2007; García, Suárez y Daza, 2010).

4.2.4 *Especies con potencialidades de aprovechamiento en el bosque*

La presión de aprovechamiento hacia los recursos forestales ha llevado a una reducción de los bosques del Oriente Antioqueño, afectando directamente la biodiversidad, las relaciones ecológicas y la supervivencia de especies vegetales. Se estima que aproximadamente 500 millones de habitantes de los trópicos dependen directamente de los recursos forestales para su supervivencia (Arias, 2005).

Para el área de estudio se identificaron 54 especies que actualmente están siendo utilizadas en la región e inclusive en otras zonas del país, indicando que el bosque alberga una gran cantidad de recursos económicamente potenciales que han sido fuente de alimentos, medicinas, bienes y servicios para los diferentes grupos sociales y, a su vez, para el crecimiento económico de la región (Araujo y Zenteno, 2006). De los individuos identificados con usos potenciales, hubo especies que presentaron más de un uso, las cuales se convierten en taxones clave tanto para el bosque como para las comunidades (Cardona, David y Hoyos, 2010; Cardona, David, Gómez y Roldán, 2011). Las categorías con el mayor porcentaje de uso fueron las especies comestibles, maderables, combustibles y, en menor proporción, las especies ornamentales y medicinales.

4.2.4.1 *Especies maderables y combustibles (leña y carbón)*

Los recursos maderables han sido muy importantes desde tiempos ancestrales, los cuales son pieza clave para la construcción de viviendas, ventanas, puertas, vigas y pisos. A su vez, la madera ha sido sometida a la comercialización para las diferentes industrias de manufacturas, las cuales transforman esa materia prima en productos terminados. Un ejemplo de ello es la especie *Dendropanax arboreus* de la familia Araliaceae, cuya madera es empleada en la región para la elaboración de cajas, formaletas, palillos y pulpa para papel. De igual manera, las especies *Ocotea aurantiodora* y *Ocotea puberula* son reconocidas por la comunidad por la buena calidad de su madera para la construcción de viviendas, cabos de herramientas y leña.

El 60 % de la madera usada en la comunidad se destina como insumo dendroenergético y su consumo está relacionado con variables como el acceso a los recursos forestales,

los medios de transporte y las prácticas de cocina. Así mismo, este recurso se considera como una de las principales fuentes de energía en las comunidades de la zona para preparar alimentos, lo cual incentiva la tala de bosque.

4.2.4.2 *Especies con potencial ornamental y tintóreo*

Las plantas ornamentales proveen no solo belleza estética, por el color de sus flores y su follaje, sino también sombra y protección; sin embargo, en su mayoría las especies que se documentaron para este uso son utilizadas principalmente por las comunidades para la decoración y adorno de su entorno y para las celebraciones de carácter religioso o histórico (Gutiérrez y Quinto, 2010).

Cuando se trata de seleccionar especies de plantas ornamentales, algunos autores han considerado diferentes características, tales como lo profuso, llamativo y persistente de su floración y follaje, así como el tamaño y la forma de sus frutos. Dentro de los grupos de plantas con potencial ornamental se destaca el género *Psychotria*. Especies como *Psychotria buchtienii*, *Psychotria jervisei*, *Psychotria monsalvae*, *Psychotria ovatistipula* y *Psychotria poeppigiana*; así mismo, especies como *Costus scaber*, *Faramea cyathocalyx*, *Faramea multiflora* y *Tococa guianensis*.

4.2.4.3 *Especies medicinales*

Las plantas contienen sustancias activas (metabolitos o compuestos secundarios), las cuales ejercen efecto cuando son aplicadas o ingeridas, tratando así afecciones de la salud, como los tumores, la circulación, la presión arterial, entre otros (Balandrin, Klocke, Wurtele y Bollinger, 1985). Las 8 especies reportadas para el uso medicinal en el área de estudio son empleadas para tratar algún tipo de enfermedad. Entre ellas, se destacan *Protium apiculatum*, utilizada por la comunidad para el tratamiento de tumores, y las especies *Cyclanthus bipartitus* y *Siparuna guianensis*, empleadas para repeler los insectos y las picaduras. Finalmente, las especies *Piper arboreum* y *Piper gorgonillense* son aprovechadas por su acción antiinflamatoria.

4.2.4.4 *Especies comestibles*

Se registraron 37 especies que actualmente se utilizan como alimento, las cuales tienen una amplia distribución en la región y son de uso común, principalmente por la fauna presente en la zona y, en menor grado, por los pobladores de la región. Solo 2 especies fueron conocidas como alimento por los pobladores de la región: *Diospyros matheriana* y *Pourouma bicolor*. Este fenómeno refleja la falta de conocimiento sobre la flora silvestre con potencial en la alimentación, pues gran parte de las especies utilizadas con este fin corresponden a especies introducidas de otro tipo de ecosistemas.

4.2.5 Estado de conservación de las especies

Al revisar los listados de la UICN y los *Libros rojos* de la flora colombiana publicados por el Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAVH), se encontraron únicamente 6 especies en la categoría de amenaza, 2 de las cuales (*Gustavia speciosa* y *Lecythis mesophylla*) cumplen un papel ecológico importante como fuente de alimento para polinizadores y dispersores, pero que están enfrentando un riesgo muy alto de extinción en estado silvestre por ser maderables valiosos, debido a que su madera es en general fuerte y tienen altos contenidos de sílice que las hacen importantes fuentes de madera para construcciones, resistentes a la intemperie y a las construcciones navales (Calderón, 2012).

Otras especies, como *Dendropanax macrophyllus*, *Eschweilera pittieri*, *Helicostylis tomentosa*, *Inga densiflora*, *Ocotea aciphylla*, *Ocotea puberula* y especies pertenecientes a la familia *Arecaceae*, se encontraron en la categoría *preocupación menor* (LC), pues son especies que han sido evaluadas y no cumplen ninguno de los criterios que definen la categoría de amenaza (UICN, 2001; Calderón, 2012). En su mayoría, los individuos encontrados en esta categoría (LC) fueron palmas, las cuales están entre los recursos más utilizados en los trópicos, por tanto, muchas de sus especies son susceptibles de agotarse, o incluso desaparecer, si no se establecen prácticas adecuadas de uso sostenible (Galeano *et al.*, 2010).

Aunque únicamente estas especies fueron documentadas por las diferentes organizaciones mundiales o locales como susceptibles, no se descarta que otras especies que no fueron mencionadas puedan enfrentar un peligro a ser extintas en estado silvestre. Es por esta razón que los estudios poblacionales son clave, debido a que proporcionan información para el diseño de planes de seguimiento, así como atributos importantes para determinar si un taxón enfrenta algún grado de amenaza (IDEA-UN y Cornare, 2009).

Referencias bibliográficas

- Aguirre, O., Jiménez, J. y Kramer, H. (2001). Análisis de la estructura horizontal y vertical en un ecosistema multicohortal de pino-encino en el norte de México. *Investigación Agraria, Sistemas y Recursos Forestales*, 10(2), 355-366.
- Alzate, F. (2008). *Caracterización y estudio de la vegetación del Oriente Antioqueño*. Rionegro (Colombia): Universidad Católica de Oriente.
- Alzate, F. y Sierra, J. (2000). *Inventario de algunas fuentes semilleras de bosques montano bajos en el Oriente Antioqueño*. Rionegro (Colombia): Universidad Católica de Oriente.
- Araujo, A. y Zenteno, F. (2006). Bosques de los Andes orientales de Bolivia y sus especies útiles. En M. Moraes, B. Ollgaard, L. Kvist, F. Borchsenius y H. Balslev (Eds.), *Botánica*

- económica de los Andes Centrales* (pp. 146-161). La Paz (Bolivia): Universidad Mayor de San Andrés.
- Arias, J. C. (2005). *Oferta de productos forestales maderables y no maderables con potencial económico en un bosque de tierra firme de la Amazonia colombiana* (Tesis de maestría no publicada). Universidad Nacional de Colombia. Leticia, Colombia.
- Ariza, W., Toro, J. y Lores, A. (2009). Análisis florístico y estructural de los bosques premontanos en el municipio de Amalfi (Antioquia, Colombia). *Colombia Forestal*, 12, 81-102.
- Balandrin, M., Klocke, J., Wurtele, E. y Bollinger, Wm. (1985). Natural Plant Chemicals: Sources of Industrial and Medicinal Materials. *Science*, 228(4704), 1154-1160.
- Balcázar, M., Rangel, J. y Linares, É. (2000). Diversidad florística de la Serranía de las Quinchas, Magdalena Medio (Colombia). *Caldasia*, 22(2), 191-224.
- Calderón, E. (2012). *Listas rojas preliminares de plantas vasculares de Colombia, incluyendo orquídeas*. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAVH).
- Cardona, F., David, H. y Hoyos, S. (2010). *Flora de la Miel. Central Hidroeléctrica Miel I, Oriente de Caldas: guía ilustrada*. Medellín: Universidad de Antioquia, Herbario Universidad de Antioquia e Isagen.
- Cardona, F., David, H., Gómez, S. y Roldán, F. (2011). *Flora de embalses. Centrales Hidroeléctricas de Isagen en el Oriente Antioqueño: San Carlos, Jaguas y Calderas*. Medellín: Universidad de Antioquia, Herbario Universidad de Antioquia e Isagen. Recuperado de https://www.isagen.com.co/comunicados/flora_de_embalses_guia_ilustrada.pdf
- Cogollo, Á. (1986). *Estudio florístico y ecológico en el cañón del río Claro, San Luis, Antioquia* (Trabajo de grado no publicado). Universidad de Antioquia. Medellín, Colombia.
- Cornare. (2004). *El ordenamiento ambiental: una experiencia continua para la gestión ambiental en el Oriente Antioqueño*. El Santuario (Colombia): Autor.
- Corzo, G., Londoño, M., Ramírez, W., García, H., Lasso, C. y Salamanca, B. (Eds.). (2011). *Planeación ambiental para la conservación de la biodiversidad en las áreas operativas de Ecopetrol localizadas en el Magdalena Medio y los Llanos Orientales de Colombia*. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAVH) y Ecopetrol.
- Díaz, W. y Londoño, L. (2009). *Caracterización florística de dos fragmentos de bosque secundario en el municipio de Maceo, Antioquia* (Trabajo de grado no publicado). Universidad de Antioquia. Medellín, Colombia.
- Espinal, C., Parra, J. y Pulgarín, R. (2011). Por las tierras de Antioquia, salidas pedagógicas: Oriente Antioqueño, reserva de aguas. Universidad de Antioquia. Medellín, Colombia.

Recuperado de <https://sites.google.com/site/geosocialesudea/home/por-las-tierras-de-antioquia-salidas-pedagogicas-1>

- Galeano, G. (2001). Estructura, riqueza y composición de plantas leñosas en el golfo de Tribugá, Chocó, Colombia. *Caldasia*, 23(1), 213-236.
- Galeano, G., Bernal, R., Isaza, C., Navarro, J., García, N., Vallejo, M. y Torres, C. (2010). Evaluación de la sostenibilidad del manejo de palmas. *Ecología en Bolivia*, 45(3), 85-101.
- García, C., Suárez, C. y Daza, M. (2010). Estructura y diversidad florística de dos bosques naturales (Buenos Aires, dpto. Cauca, Colombia). *Biotecnología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial*, 8(1), 74-82.
- Giraldo, D. (2000). Variación de la diversidad florística en un mosaico sucesional en la cordillera Central andina (Antioquia, Colombia). *Darwiniana*, 38(1-2), 33-42.
- . (2001). Análisis florístico y fitogeográfico de un bosque secundario pluvial andino, cordillera Central (Antioquia, Colombia). *Darwiniana*, 39(3-4), 187-199.
- Gutiérrez, Y. y Quinto, Z. (2010). Plantas ornamentales desde la estación ambiental de Tutunendo, Chocó. Informe. Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico (IIAP). Quibdó, Colombia.
- Holdridge, L. R. (1987). *Ecología basada en zonas de vida*. San José (Costa Rica): Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA).
- Hoyos, S., Hernández, J. y Albert, L. (1983). Estudio florístico de un bosque en el municipio de San Luis (Antioquia). *Actualidades Biológicas*, 12(44), 47-58.
- IDEA-UN y Cornare. (2009). Plan de ordenación y manejo de la microcuenca La Cristalina – La Risaralda, municipio de San Luis. El Santuario (Colombia): Autores. Recuperado de <http://www.cornare.gov.co/POMCAS/Documentos/La-Cristalina-LaRisaralda.pdf>
- INER y Cornare. (1993). *San Luis, Antioquia*. Colección de estudios de localidades. Medellín: Autores.
- ISA y JAUM. (2001). *Propuesta metodológica de parcelas normalizadas para los inventarios de vegetación*. Medellín: Equipo de Investigación Convenio ISA-JAUM.
- Knight, D. H. (1975). A Phytosociological Analysis of Species-Rich Tropical Forest on Barro Colorado Island, Panama. *Ecological Monographs*, 45(3), 259-284.
- Lean, J. y Warrilow, D. (1989). Simulation of the Regional Climatic Impact of Amazon Deforestation. *Nature*, 342(6248), 411-413.
- McAleece, N., Gage, J., Lambshead, J. y Patterson, G. (1997). *BioDiversity Professional Statistics Analysis Software (version 2.0)*. Londres: Natural History Museum, Scottish Association for Marine Science.
- Minambiente. (1998). *Plan estratégico para la restauración ecológica y el establecimiento de bosques en Colombia, Plan Verde, Bosques para la Paz*. Bogotá: Autor.

- Mosquera, L., Robledo, D. y Asprilla, A. (2007). Diversidad florística de dos zonas de bosque tropical húmedo en el municipio de Alto Baudó, Chocó, Colombia. *Acta Biológica Colombiana*, 12, 75-90.
- Ramírez, J. y Cárdenas, D. (1991). *Estudio florístico y ecológico de un bosque en las márgenes de la quebrada La Cristalina en San Luis, Antioquia* (Trabajo de grado no publicado). Universidad de Antioquia. Medellín, Colombia.
- Rangel, O. y Lozano, G. (1986). Un perfil de vegetación entre La Plata (Huila) y el volcán del Puracé. *Caldasia*, 14(68-70), 503-547.
- Rudas, A. y Prieto, A. (1998). Análisis florístico del Parque Nacional Natural Amacayacu e isla Mocagua, Amazonas (Colombia). *Caldasia*, 20(2), 142-172.
- Sanín, D. y Duque, C. (2006). Estructura y composición florística de dos transectos localizados en la reserva forestal protectora de río Blanco (Manizales, Caldas, Colombia). *Boletín Científico. Centro de Museos. Museo de Historia Natural*, 10, 47-48.
- Shukla, J., Nobre, C. y Sellers, P. (1990). Amazon Deforestation and Climate Change. *Science*, 247(4948), 1322-1325.
- UICN. (2001). *Categorías y criterios de la Lista roja de la UICN: versión 3.1*. Gland-Cambridge: Comisión de Supervivencia de Especies de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN).
- Villareal, H., Álvarez, M., Córdoba, S., Escobar, F., Fagua, G., Gast, F., Mendoza, H., Ospina, M. y Umaña, A. M. (2004). *Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad*. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAVH).

CATEGORIZACIÓN Y ANÁLISIS DE LA DISTRIBUCIÓN DE ESPECIES
INTRODUCIDAS, ESTABLECIDAS E INVASORAS EN EL ALTIPLANO
DEL ORIENTE ANTIOQUEÑO

Juan José García Duque
María Cristina Franco Ospina
Diego Esaú Cardona Ramírez
Mario Alberto Quijano Abril

Grupo de Estudios Florísticos. Herbario Universidad Católica de
Oriente

Introducción

Una especie introducida (exótica, alóctona, foránea, no nativa, exógena o trasplantada) es aquella que se encuentra fuera de su distribución natural pasada o presente, de la cual se han dispersado gametos, semillas o propágulos; de igual forma, una especie invasora es aquella que ha sido transportada y establecida por el ser humano fuera de su hábitat natural, en donde consigue reproducirse y proliferar de tal manera que comienza a desplazar a las especies que son nativas de la región (GISP, 2005).

La llegada de los españoles al continente americano y el afán de conservar sus costumbres trajo consigo las primeras introducciones de especies vegetales, muchas de las cuales han logrado permanecer a través del tiempo hasta el punto de ser consideradas nativas y estar arraigadas culturalmente en regiones de las que no son endémicas. La naturalización de estas especies puede ser en algunos casos favorable para el comercio y el desarrollo económico de la zona en la cual se encuentran, aunque la mayoría de veces los efectos producidos por dichos especímenes son negativos. Durante la historia, el ser humano ha domesticado cerca de 2000 especies de plantas para su alimentación (Mukerji, 1997), lo que supone que un elevado número de estas han sido transportadas hacia lugares diferentes a su distribución natural y en muchos casos han podido establecerse con mucha facilidad, hasta el punto de convertirse en invasoras agresivas (Mauchamp, 1997; Baptiste *et al.*, 2010).

Una vez que se introduce una especie, los cambios constantes en el uso del suelo, el clima, la deforestación y los demás factores de intervención antrópica pueden facilitar la invasión biológica al volver los hábitats más agrestes para las especies nativas y más hospitalarios para las especies introducidas. Al volverse invasoras, estas especies pueden causar problemas ambientales, debido a que representan un peligro constante de extinción para las especies endémicas, consecuencia de la competencia de alimentos, espacios o sitios de reproducción y modificación de

hábitats; asimismo, pueden causar problemas a nivel económico, como la pérdida o reducción de cosechas y el deterioro de zonas turísticas, causando pérdidas mundiales estimadas en 1400 billones de dólares anuales. Finalmente, las especies invasoras tienen consecuencias en la salud humana, que pueden ser directas, derivadas de la exposición a nuevas enfermedades y parásitos, o indirectas, derivadas de exposiciones más elevadas y frecuentes a plaguicidas, los cuales son necesarios para erradicar y controlar dichas especies.

Actualmente, son necesarios estudios que puedan estar encaminados a formular e implementar políticas, planes, programas, proyectos y regulaciones con respecto a la conservación, el manejo, la restauración y el uso sostenible de la biodiversidad nativa, para de este modo adoptar las medidas necesarias y asegurar la protección de las especies de la flora silvestre (Convenio sobre Diversidad Biológica (CDB), Ley 165 de 1994). Sin embargo, hasta el momento son pocos los estudios que se han realizado con el fin de catalogar e inventariar este tipo de especies invasoras; y dichos estudios son necesarios, pues suministran información valiosa sobre el estado actual de fenómenos de colonización e invasión en diferentes regiones, lo que puede servir como herramienta a organizaciones, tanto académicas como gubernamentales, en las cuales recae la responsabilidad de manejar esta clase de impactos.

Atendiendo a lo anterior, en este trabajo se formula el primer listado de especies vegetales introducidas y potencialmente invasoras presentes en el Altiplano del Oriente Antioqueño, donde se muestran 243 especies vegetales y se incluye información acerca del potencial invasivo obtenido a partir de la herramienta Red de Información sobre Especies Invasoras (I3N).

5.1 Metodología

5.1.1 *Categorías consideradas para el diagnóstico de especies vegetales que no son propias de una zona*

No existe un criterio único para definir cuándo una especie es foránea, ni tampoco existe un conjunto de características morfológicas que puedan indicar el origen de una planta; este es uno de los aspectos más importantes del trabajo, donde inicialmente se realizó una revisión bibliográfica de bases de datos de flora neotropical, así como de diferentes tratamientos taxonómicos a nivel nacional y regional. Con base en esta revisión, se establecieron una serie de definiciones para clasificar dichas especies foráneas:

- *Especie introducida.* También llamada exótica, foránea, no nativa, no autóctona y alóctona. Es aquella que no es nativa de una región, pero que

habita en ella, y que ha sido introducida como consecuencia de actividades antrópicas o por dispersión natural (Lever, 1985; UICN, 1999; Koleff, 2011).

- *Especie establecida.* También llamada especie naturalizada o aclimatada. Es aquella especie que siendo introducida llega a formar poblaciones perennes o duraderas, que se reproducen en la naturaleza de forma satisfactoria y que forman poblaciones viables. Es de aclarar que no necesariamente se trata de una especie invasora (Richardson *et al.*, 2000), de hecho solo un pequeño porcentaje llega a presentar este comportamiento; no obstante, y como medida preventiva, todas las especies naturalizadas deberían ser monitoreadas y estrictamente vigiladas (González, 2007).
- *Especie invasora.* Especie introducida que alcanza el estadio final del proceso de invasión y tiene la capacidad de establecerse y colonizar fácilmente. En las regiones afectadas siempre trae consigo una serie de marcados efectos negativos sobre la diversidad biológica nativa, sobre algunas actividades económicas, como la agricultura y la ganadería, sobre la salud y sobre las tradiciones sociales y culturales (FAO, 2004; GISP, 2005; IPCC, 2009; México, Congreso General, 2010).

5.1.2 Selección de las especies

Con el fin de recolectar información acerca de la distribución de las especies en los municipios de la zona de estudio, la selección de las especies para el análisis se realizó con base en la revisión de las colecciones de referencia de los herbarios del departamento de Antioquia (HUA, JAUM, MEDEL y HUCO), de los listados de especies invasoras a nivel mundial, de los inventarios nacionales y regionales, de la categorización de especies introducidas a nivel nacional y de los trabajos de esta índole realizados por diferentes instituciones (Morales, Varón y Londoño, 2000; Llamas, 2003; GISP, 2005; Baptiste *et al.*, 2010; Cárdenas, Castaño y Cárdenas, 2011; Franco, Baptiste, Díaz y Montoya, 2011; Idárraga, Ortiz, Callejas y Merello, 2011; Montes, 2011; Posada y López, 2011). Se realizaron salidas de campo a los diferentes municipios del Altiplano del Oriente Antioqueño, en las cuales se recolectó información acerca de la distribución de las plantas que previamente habían sido identificadas como especies introducidas y que en algunas ocasiones habían conseguido establecerse e invadir. Adicionalmente, durante los recorridos fueron colectadas e identificadas algunas especies que no estaban en los listados, pero fueron analizadas por sus características morfológicas y su amplia distribución. Finalmente, de cada espécimen colectado se tomó un registro fotográfico, donde se muestran las características morfológicas más importantes de los taxones, como la estructura floral, los frutos, los diferentes tipos de exudados, así como la presencia de zarcillos, espinas, colores y tipos de hojas con el objetivo de realizar un catálogo ilustrado de las especies en cuestión.

5.1.3 Evaluación de las especies mediante la metodología I3N

La metodología I3N se utilizó como un sistema de análisis de riesgo y categorización según el potencial invasivo, a la cual fueron sometidas las especies que previamente habían sido determinadas como introducidas para la zona de estudio. Este modelo se desarrolla en una planilla MS Excel, en la que cada especie seleccionada es sometida a una prueba tomando en cuenta tres factores de riesgo: probabilidad de establecimiento o invasión, impacto potencial y dificultad de control o erradicación; las cuales, a su vez, constan de 29 preguntas con varias opciones de respuesta, incluyendo una opción especial en el caso de no tener información suficiente para responder la pregunta, correspondiendo así a una valoración numérica total. El nivel de riesgo de una especie se calcula como el promedio de los valores correspondientes a cada una de las preguntas contestadas. Algunos criterios como los antecedentes de la especie, en cuanto invasora y al ajuste climático que producen, reciben una ponderación especial por tratarse de caracteres que están muy asociados al potencial invasivo de la especie (Zalba y Ziller, 2007).

Para establecer estos umbrales de riesgo, se utilizó información sobre el comportamiento tanto de especies que ya están introducidas en el país y que se encuentran en bases de datos nacionales I3N como de especies que no están reportadas en dichas bases, es decir, nativas de la región.

5.1.4 Mapeo y ubicación geográfica

El mapeo y la ubicación geográfica se realizaron mediante el uso de la herramienta Arcgis 10.1. Luego de tener información acerca de la distribución de las plantas, se hicieron mapas con el fin de visualizar los municipios y la ubicación geográfica de estas. Finalmente, usando esos mismos datos de distribución y el valor I3N obtenido para cada una de ellas, se realizó una interpolación mediante el uso de la herramienta *función de base radial*, por medio de la cual se pudo crear una superficie continua, y a partir de una muestra discreta con los valores de I3N obtenidos, se pudieron representar los lugares del área de estudio que estaban siendo mayormente afectados o que tenían mayor presencia de especies con riesgo de invasión elevado.

5.1.5 Análisis de la información

El procesamiento de los datos se realizó a partir de aspectos como el número de especies introducidas en la zona de estudio, las categorías de riesgo de invasión (alta, requiere mayor análisis, moderada y baja) y las especies clasificadas para dichas categorías. También se realizaron análisis del número de familias y géneros más representativos, según el número de especies, los usos potenciales de las especies evaluadas, el hábito de crecimiento, el lugar de origen y, finalmente, la distribución en los municipios de la zona de estudio.

5.2 Resultados y discusión

5.2.1 Composición florística

Para el área de estudio se registraron y evaluaron en total 243 especies introducidas, pertenecientes a 197 géneros y 74 familias, siendo las mejor representadas: Fabaceae (23 especies), Poaceae (16), Solanaceae (15), Asteraceae (12), Apiaceae (11), Lamiaceae (11) y Malvaceae (10) (figura 5.1). Por su parte, 36 familias fueron representadas solamente por una especie. Y entre los géneros más abundantes se destacan: *Solanum* (7 especies), *Passiflora* (5), *Senna* (4), *Acacia* (3), *Peperomia* (3) y *Rumex* (3) (figura 5.1).

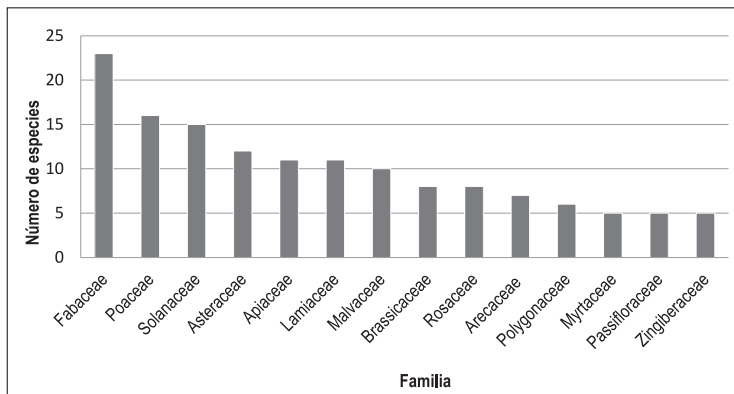


Figura 5.1. Familias más representativas por número de individuos

5.2.2 Metodología i3N

En total fueron analizadas mediante la metodología i3N 243 especies introducidas para la zona de estudio. Esta herramienta genera cuatro categorías de riesgo de invasión: *alto* (valores entre 5,01 y 10,0), *moderado* (valores entre 3,01 y 4,50), *bajo* (valores entre 1,0 y 3,0) y *requiere mayor análisis* (valores entre 4,56 y 5,0). Esta última categoría es utilizada para aquellas que presentan un nivel de riesgo entre medio y alto, pero que requieren de un análisis más profundo para ser definidas como de alto riesgo (Zalba y Ziller, 2007). La tabla 5.1 presenta el número de especies obtenidas para cada categoría, de la que es importante resaltar la presencia de 41 especies con alto riesgo de invasión.

El rango de incertidumbre para las especies evaluadas estuvo entre 3,45 y 10,34 (este último, obtenido solo para 7 especies), lo que supone un grado de confiabilidad alto, ya que la metodología indica que no se deben considerar evaluaciones con incertidumbre superior a 15. La incertidumbre obtenida, se debe principalmente a

la falta de información acerca de la presencia o ausencia de elementos tóxicos para la fauna o la salud humana, de parásitos y compuestos alelopáticos, así como del número de semillas dispersadas por m² o de características que favorecen la presencia de incendios.

Tabla 5.1. Número de especies obtenidas para cada categoría

Categoría I3N	Número de especies
Alto	41
Requiere mayor análisis	21
Moderado	123
Bajo	58

5.2.2.1 Categoría alto

En total se obtuvieron 41 especies con alto riesgo de invasión en la zona de estudio, pertenecientes a 37 géneros y 3 familias (tabla 5.2), siendo las familias más representativas: Fabaceae (5 géneros, 7 especies), Poaceae (2, 2), Lamiaceae (2, 2), Asteraceae (2, 2), Pinaceae (1, 2) y Passifloraceae (1, 2). Entre las características principales de estas especies, se destaca su rápido desarrollo y mecanismos de dispersión, que favorecen su proliferación reduciendo el espacio para especies endémicas. Dentro de las especies con mayor puntaje en la categoría y que se destacan por presentarse de forma abundante en los municipios visitados, se encuentran:



Figura 5.2. Especies de la categoría alto. A) *Ulex europaeus*; B) *Lantana cámara*; C) *Thunbergia alata*.

Eichhornia crassipes (8,07), *Lantana camara* (7,6), *Rumex acetosella* (6,93), *Ulex europaeus* (6,67), *Acacia melanoxylon* (6,67), *Morus alba* (6,47), *Egeria densa* (6,06), *Thunbergia alata* (5,87) y *Allamanda cathartica* (5,88) (figura 5.2).

Tabla 5.2. Especies con alto riesgo de invasión a partir de la herramienta i3N

Familia	Especie	Nombre común	Origen	i3N	Nivel de incertidumbre
Pontederiaceae	<i>Eichhornia crassipes</i>	Buchón de agua	América del Sur	8,07	6,9
Verbenaceae	<i>Lantana camara</i>	Venturosa	América del Sur	7,6	0
Polygonaceae	<i>Rumex acetosella</i>	Acederilla	Asia	6,93	3,45
Fabaceae	<i>Ulex europaeus</i>	Retamo espinoso	Europa	6,67	0
Fabaceae	<i>Acacia melanoxylon</i>	Acacia negra	Oceanía	6,67	0
Passifloraceae	<i>Passiflora tarminiana</i>		América del Sur	6,52	6,9
Moraceae	<i>Morus alba</i>	Morera	Asia	6,47	10,34
Hydrocharitaceae	<i>Egeria densa</i>	Elodea	América del Sur	6,06	0
Rubiaceae	<i>Spermacoce remota</i>		América del Sur	6,06	0
Apocynaceae	<i>Allamanda cathartica</i>	Capitana	América del Sur	5,88	0
Acanthaceae	<i>Thunbergia alata</i>	Ojo de poeta	África	5,87	6,9
Apiaceae	<i>Foeniculum vulgare</i>	Hinojo	Europa	5,82	0
Passifloraceae	<i>Passiflora edulis</i>	Maracuyá	América del Sur	5,68	6,9
Fabaceae	<i>Acacia decurrens</i>	Acacia	Oceanía	5,64	0
Melastomataceae	<i>Tibouchina urvilleana</i>		América del Sur	5,58	0
Pittosporaceae	<i>Pittosporum undulatum</i>	Galán de noche	Oceanía	5,58	0
Fabaceae	<i>Acacia mangium</i>	Acacia	Oceanía	5,39	0
Fabaceae	<i>Senna septemtrionalis</i>		América Central	5,39	0
Fabaceae	<i>Trifolium repens</i>	Trébol blanco	África del Norte	5,33	0
Lamiaceae	<i>Thymus vulgaris</i>	Tomillo	Región mediterránea	5,33	0
Poaceae	<i>Pennisetum clandestinum</i>	Kikuyo	África	5,3	0
Asteraceae	<i>Tithonia diversifolia</i>	Botón de oro	América Central	5,27	0
Cactaceae	<i>Opuntia ficus-indica</i>	Higo	América Central	5,27	0
Pinaceae	<i>Pinus patula</i>	Pino patula	América Central	5,25	3,45
Amarylidaceae	<i>Agapanthus praecox</i>	Agapanto	África	5,23	6,9
Cannaceae	<i>Canna indica</i>	Achira	América Central	5,23	0
Davalliaceae	<i>Nephrolepis cordifolia</i>	Helecho crespó	Oceanía	5,21	0
Euphorbiaceae	<i>Ricinus communis</i>	Higuerillo	África	5,19	0
Cucurbitaceae	<i>Momordica charantia</i>	Balsamina	África	5,16	6,9
Onagraceae	<i>Fuchsia boliviana</i>	Fucsia	América del Sur	5,16	6,9

Brassicaceae	<i>Cardamine hirsuta</i>	Berro amargo	Asia	5,15	0
Fabaceae	<i>Crotalaria pallida</i>		África	5,15	0
Myrtaceae	<i>Eucalyptus globulus</i>	Eucalipto	Oceanía	5,15	0
Lamiaceae	<i>Mentha suaveolens</i>		Europa	5,13	3,45
Nymphaeaceae	<i>Nymphaea elegans</i>		América del Norte	5,1	0
Caprifoliaceae	<i>Lonicera japonica</i>	Madre selva	Asia	5,09	0
Poaceae	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	Pasto oloroso	Asia	5,09	0
Araceae	<i>Zantedeschia aethiopica</i>	Cartucho	África	5,03	6,9
Asteraceae	<i>Artemisia vulgaris</i>	Ajenjo	Europa y Asia	5,03	0

5.2.2.2 Categoría requiere mayor análisis

Dentro de esta categoría se obtuvieron en total 21 especies para la zona de estudio, pertenecientes a 21 géneros y 18 familias (tabla 5.3), siendo las familias más representativas: Fabaceae (3 géneros, 3 especies) y Rosaceae (2, 2). Esta categoría fue la que incluyó menos especies a partir de la herramienta 13N. Si bien las especies que requieren un mayor grado de atención son las obtenidas en la categoría *alto*, las que se obtuvieron en esta categoría requieren también especial cuidado debido a que



Figura 5.3. Especies de la categoría *requiere mayor análisis*. A) *Dypsis lutescens*; B) *Rosmarinus officinalis*; C) *Sambucus canadensis*.

presentan niveles de riesgo mayores de los de la categoría *moderado*, pero no tan altos para considerarse con alto riesgo de invasión, es decir, se requerirá un análisis más a fondo que incluya diferentes aspectos como la ecología, la fenología y los análisis de germinación para definir las como especies con altas probabilidades de ser invasoras. Dentro de las especies más representativas en esta categoría y que se destacan por presentarse de forma abundante en los municipios visitados, se encuentran: *Sechium edule* (5,0), *Hedychium coronarium* (4,97), *Sonchus oleraceus* (4,94), *Sambucus canadensis* (4,67), *Rosmarinus officinalis* (4,6) y *Dypsis lutescens* (4,6) (figura 5.3).

Tabla 5.3. Especies obtenidas en la categoría *requiere mayor análisis* a partir de la herramienta I3N

Familia	Nombre científico	Nombre común	Origen	I3N	Nivel de incertidumbre
Cucurbitaceae	<i>Sechium edule</i>	Cidra	América Central	5	10,34
Zingiberaceae	<i>Hedychium coronarium</i>	Flor de muerto	Asia	4,97	0
Asteraceae	<i>Sonchus oleraceus</i>	Cerraja	Europa	4,94	3,45
Brassicaceae	<i>Lepidium virginicum</i>	Mastuerzo	América del Norte	4,91	0
Meliaceae	<i>Cedrela montana</i>	Cedro de altura	América Central	4,91	0
Oxalidaceae	<i>Oxalis corniculata</i>	Acedera		4,9	6,9
Apiaceae	<i>Conium maculatum</i>	Cicuta	Asia	4,88	3,45
Solanaceae	<i>Datura stramonium</i>			4,85	0
Campanulaceae	<i>Lobelia erinus</i>	Azulina	África	4,83	0
Fabaceae	<i>Desmodium scorpiurus</i>		América del Sur	4,81	3,45
Begoniaceae	<i>Begonia cucullata</i>		América del Sur	4,79	0
Fabaceae	<i>Phaseolus coccineus</i>	Fríjol de bala	América Central	4,75	3,45
Bignoniaceae	<i>Tecoma capensis</i>		África	4,73	0
Fabaceae	<i>Crotalaria juncea</i>			4,69	3,4
Adoxaceae	<i>Sambucus canadensis</i>	Sauco	Europa	4,67	6,9
Rosaceae	<i>Duchesnea indica</i>	Frambuesa	Asia	4,67	0
Balsaminaceae	<i>Impatiens walleriana</i>	Besito	África	4,61	0
Rosaceae	<i>Rubus glaucus</i>	Mora	América tropical	4,61	0
Arecaceae	<i>Dypsis lutescens</i>	Palma areca	África	4,6	3,45
Lamiaceae	<i>Rosmarinus officinalis</i>	Romero	Región mediterránea	4,6	3,45
Verbenaceae	<i>Verbena litoralis</i>	Verbena	América del Sur	4,6	3,45

5.2.2.3 Categoría moderado

En total se obtuvieron 123 especies con riesgo moderado de invasión en la zona de estudio, pertenecientes a 111 géneros y 43 familias (tabla 5.4), siendo las familias más representativas: Poaceae (12 géneros, 13 especies), Fabaceae (9, 12), Solanaceae (5, 9), Asteraceae (8,8), Malvaceae (6,7) y Apiaceae (6,6); siendo esta la categoría con mayor número de especies obtenidas a partir de la herramienta i3N. Estas especies, a pesar de ser introducidas, no representan un riesgo elevado de invasión, ya que, aunque tienen la capacidad de naturalizarse en la zona y competir con especies endémicas, no cuentan con mecanismos de dispersión que les permitan extenderse rápidamente sobre la región. Dentro de las especies más representativas en la categoría *moderado* y que se destacan por presentarse de forma abundante en los municipios visitados, se encuentran: *Saccharum officinarum* (4,55), *Washingtonia filifera* (4,52), *Abutilon megapotamicum* (4,31), *Vinca major* (4,12), *Calendula officinalis* (3,33) y *Achillea millefolium* (3,25) (figura 5.4).



Figura 5.4. Especies de la categoría *moderado*. A) *Calendula officinalis*; B) *Tagetes erecta*; C) *Vinca major*.

Tabla 5.4. Especies obtenidas en la categoría *moderado*
a partir de la herramienta i3N

Familia	Nombre científico	Nombre común	Origen	i3N	Nivel de incertidumbre
Poaceae	<i>Saccharum officinarum</i>	Caña de azúcar	Asia	4,55	0
Arecaceae	<i>Washingtonia filifera</i>	Palma abanico	América del Norte	4,52	3,45
Poaceae	<i>Briza maxima</i>		África	4,48	0
Poaceae	<i>Poa annua</i>		Asia	4,48	0
Lamiaceae	<i>Salvia officinalis</i>		Región mediterránea	4,44	3,45
Malvaceae	<i>Malvaviscus penduliflorus</i>	San Joaquín	América Central	4,44	3,45
Zingiberaceae	<i>Etilingera elatior</i>	Bastón de emperador	Asia	4,44	3,45
Acanthaceae	<i>Thunbergia fragrans</i>			4,39	6,9
Caricaceae	<i>Carica papaya</i>	Papaya	América Central	4,36	0
Poaceae	<i>Holcus lanatus</i>	Falsa poa	Europa	4,36	0
Polygonaceae	<i>Rumex crispus</i>	Lengua de vaca	África	4,36	0
Asteraceae	<i>Erigeron karvinskianus</i>		América del Sur	4,31	3,45
Malvaceae	<i>Abutilon megapotamicum</i>	Corazoncito	América del Sur	4,31	3,45
Polygonaceae	<i>Rumex obtusifolius</i>	Colanca	Europa	4,31	3,45
Caricaceae	<i>Vasconcellea cundinamarcensis</i>	Papayuela	América Central	4,3	0
Fabaceae	<i>Paraserianthes lophantha</i>		Oceanía	4,3	0
Poaceae	<i>Lolium multiflorum</i>		Europa	4,3	0
Poaceae	<i>Lolium perenne</i>		Europa, Asia y África	4,3	0
Poaceae	<i>Megathyrsus maximus</i>	Pasto guinea	África	4,3	0
Fabaceae	<i>Caesalpinia spinosa</i>	Dividivi	América del Sur	4,27	10,34
Poaceae	<i>Dactylis glomerata</i>	Ochoro	Asia	4,24	0
Hydrangeaceae	<i>Hydrangea macrophylla</i>	Hortensia	Asia	4,19	3,45
Fabaceae	<i>Erythrina poeppigiana</i>	Cámbulo	América del Sur	4,18	0
Poaceae	<i>Melinis minutiflora</i>	Pasto puntero	África	4,18	0
Apocynaceae	<i>Vinca major</i>	Perinca	Región mediterránea	4,12	0
Fabaceae	<i>Senna occidentalis</i>		América Central	4,12	0
Poaceae	<i>Arundo donax</i>	Caña brava	Asia	4,12	0
Apiaceae	<i>Coriandrum sativum</i>	Cilantro		4,06	6,9
Cupressaceae	<i>Cryptomeria japonica</i>	Criptomeria	Asia	4,06	6,9
Fabaceae	<i>Erythrina crista-galli</i>		América del Sur	4,06	3,45
Solanaceae	<i>Solanum sisymbriifolium</i>		América del Sur	4,06	0

FLORA DEL ORIENTE ANTIOQUEÑO

BIODIVERSIDAD, ECOLOGÍA Y ESTRATEGIAS DE CONSERVACIÓN

Fabaceae	<i>Senna alata</i>	Cacaona	América del Sur	4	0
Myrtaceae	<i>Psidium cattleianum</i>		Asia	4	0
Nyctaginaceae	<i>Bougainvillea glabra</i>	Curazao	América del Sur	4	0
Poaceae	<i>Eleusine indica</i>	Cola de burro		4	0
Rosaceae	<i>Rubus rosifolius</i>	Frambuesa	Asia	4	0
Apiaceae	<i>Ammi majus</i>	Tul de novia	Asia	3,94	6,9
Asteraceae	<i>Matricaria chamomilla</i>	Manzanilla	Europa y Asia	3,94	3,45
Fabaceae	<i>Canavalia ensiformis</i>	Fríjol extranjero	Asia y América Central	3,94	3,45
Malvaceae	<i>Malva parviflora</i>	Malva	Europa	3,94	0
Moraceae	<i>Ficus carica</i>	Breva	Asia	3,94	0
Rosaceae	<i>Eriobotrya japonica</i>	Níspero	Asia	3,94	3,45
Zingiberaceae	<i>Alpinia zerumbet</i>		Asia	3,94	3,45
Apocynaceae	<i>Catharanthus roseus</i>	Espanta novia	África	3,88	0
Arecaceae	<i>Cocos nucifera</i>	Coco	Asia	3,88	3,45
Asparagaceae	<i>Sansevieria trifasciata</i>	Lengua de suegra	África	3,88	0
Asteraceae	<i>Chrysanthemum morifolium</i>	Crisantemo	Asia	3,88	0
Boraginaceae	<i>Borago officinalis</i>	Borraja	África	3,88	0
Euphorbiaceae	<i>Euphorbia cotinifolia</i>	Liberal	América Central	3,88	0
Fabaceae	<i>Pithecellobium dulce</i>	Chiminango	América del Sur	3,88	3,45
Juglandaceae	<i>Juglans neotropica</i>	Nogal	América del Sur	3,88	0
Malvaceae	<i>Abutilon striatum</i>	Abutilon	América del Sur y Asia	3,88	3,45
Myrtaceae	<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	Eucalipto	Oceanía	3,88	0
Rosaceae	<i>Potentilla vesca</i>	Mora-fresa	América del Norte	3,88	0
Rosaceae	<i>Rosa chinensis</i>	Rosa	Asia	3,88	0
Solanaceae	<i>Datura suaveolens</i>		América del Sur	3,88	3,45
Arecaceae	<i>Washingtonia robusta</i>	Palma Washingtonia	América del Norte	3,82	0
Asparagaceae	<i>Ruscus aculeatus</i>	Rusco	Europa	3,81	3,45
Asteraceae	<i>Tagetes erecta</i>		América Central	3,81	3,45
Lamiaceae	<i>Satureja montana</i>		Europa	3,75	3,45
Cannabaceae	<i>Cannabis sativa</i>	Marihuana	Asia	3,7	0
Solanaceae	<i>Solanum quitoense</i>	Lulo	América del Sur	3,7	0
Apiaceae	<i>Daucus carota</i>	Zanahoria	Asia	3,69	3,45
Myrtaceae	<i>Syzygium jambos</i>	Pomarrosa	África	3,69	3,45
Lamiaceae	<i>Mentha spicata</i>	Menta	Europa	3,64	0
Malvaceae	<i>Hibiscus sabdariffa</i>		Asia	3,64	0

Caryophyllaceae	<i>Dianthus caryophyllus</i>	Clavel	Región mediterránea	3,61	6,9
Fabaceae	<i>Phaseolus vulgaris</i>	Fríjol	América Central	3,58	0
Fabaceae	<i>Pisum sativum</i>	Arveja	Asia	3,58	0
Iridaceae	<i>Gladiolus communis</i>	Gladiolos	África	3,58	0
Fabaceae	<i>Senna spectabilis</i>		América del Sur	3,56	3,45
Moraceae	<i>Ficus Benjamina</i>	Falso laurel	India	3,56	3,45
Araliaceae	<i>Schefflera arboricola</i>	Cheflera	Asia (Taiwán)	3,55	0
Myrtaceae	<i>Callistemon citrinus</i>		Australia	3,55	6,9
Rubiaceae	<i>Bouvardia longiflora</i>		América Central	3,55	6,9
Cucurbitaceae	<i>Cucumis sativus</i>	Pepino	Asia	3,52	0
Passifloraceae	<i>Passiflora ligularis</i>		América Central	3,52	0
Rosaceae	<i>Pyracantha angustifolia</i>		Asia	3,52	0
Caryophyllaceae	<i>Silene gallica</i>	Botijita	Europa	3,5	3,45
Plantaginaceae	<i>Veronica persica</i>		Asia	3,5	3,45
Orobanchaceae	<i>Escobedia grandiflora</i>	Azafrán	América del Sur	3,47	10,34
Asteraceae	<i>Cynara scolymus</i>	Alcachofa	Región mediterránea	3,45	3,45
Asteraceae	<i>Gerbera jamesonii</i>	Gerbera	África	3,45	0
Iridaceae	<i>Crocasmia crocosmiiflora</i>		África	3,45	0
Poaceae	<i>Triticum aestivum</i>	Trigo	Región mediterránea	3,44	3,45
Brassicaceae	<i>Brassica rapa</i>	Mostaza	Asia	3,39	0
Solanaceae	<i>Solanum laxum</i>		América del Sur	3,39	0
Solanaceae	<i>Solanum pseudocapsicum</i>		América Central	3,39	0
Amaranthaceae	<i>Spinacia oleracea</i>	Espinaca	Asia	3,38	3,45
Cyperaceae	<i>Cyperus papyrus</i>	Papiro	África	3,38	3,45
Solanaceae	<i>Physalis peruviana</i>	Uchuva	América del Sur	3,38	3,45
Apiaceae	<i>Eryngium foetidum</i>	Cilantro	América Central	3,35	6,9
Solanaceae	<i>Brunfelsia calycina</i>	Brunfelsia	América del Sur	3,35	6,9
Zingiberaceae	<i>Curcuma longa</i>	Azafrán	Asia	3,35	6,9
Asteraceae	<i>Calendula officinalis</i>	Calendula	Región mediterránea	3,33	0
Brassicaceae	<i>Raphanus sativus</i>	Rábano	Europa	3,33	0
Lamiaceae	<i>Origanum vulgare</i>	Orégano	Región mediterránea	3,31	3,45
Xanthorrhoeaceae	<i>Hemerocallis flava</i>	Lirio amarillo	Asia	3,31	3,45
Cupressaceae	<i>Cupressus sempervirens</i>	Pino vela	Europa	3,29	6,9
Cupressaceae	<i>Sequoia sempervirens</i>		América del Norte	3,27	0
Plantaginaceae	<i>Plantago australis</i>	Llantén	América	3,27	0
Apiaceae	<i>Anethum graveolens</i>	Eneldo	Región mediterránea	3,25	3,45

Asteraceae	<i>Achillea millefolium</i>	Milenrama	Europa	3,25	3,45
Polygonaceae	<i>Polygonum nepalense</i>	Corazón de hombre	Asia	3,25	3,45
Lamiaceae	<i>Prunella vulgaris</i>		América del Norte	3,23	6,9
Fabaceae	<i>Cajanus cajan</i>		Asia	3,21	0
Onagraceae	<i>Fuchsia hybrida</i>	Fucsia	América del Sur	3,21	0
Apiaceae	<i>Petroselinum crispum</i>	Perejil	Región mediterránea	3,15	0
Solanaceae	<i>Solanum tuberosum</i>	Papa	América del Sur	3,15	0
Plantaginaceae	<i>Hebe speciosa</i>		Oceanía	3,13	10,34
Balsaminaceae	<i>Impatiens hawkeri</i>		Australia y Nueva Guinea	3,09	0
Phytolaccaceae	<i>Phytolacca icosandra</i>		América Central y norte de América del Sur	3,09	0
Solanaceae	<i>Streptosolen jamesonii</i>	Mermelada	América del Sur	3,03	0
Violaceae	<i>Viola tricolor</i>	Pensamiento		3,03	0

5.2.2.4 Categoría bajo

En total se obtuvieron 58 especies con riesgo bajo de invasión en la zona de estudio, pertenecientes a 54 géneros y 38 familias (tabla 5.5), siendo las familias más

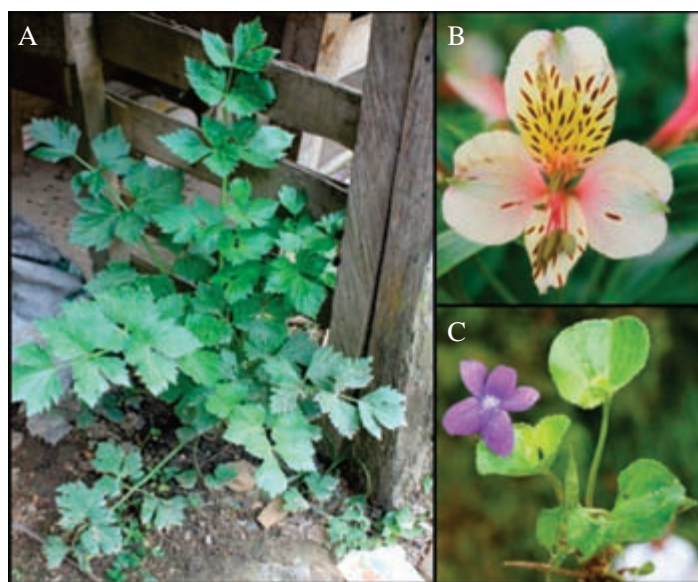


Figura 5.5. Especies de la categoría *bajo*. A) *Apium graveolens*; B) *Alstroemeria aurea*; C) *Viola odorata*.

representativas: Solanaceae (4 géneros, 5 especies), Brassicaceae (4, 4), Apiaceae, Lamiaceae y Malvaceae (3, 3). En esta categoría se encuentran agrupadas las especies que, a partir de la herramienta i3N, no representan un riesgo de invasión elevado para la zona de estudio; en su mayoría corresponden a especies que dependen del cultivo o son usadas en la agricultura. Dentro de las especies más representativas en la categoría *bajo* y que se destacan por presentarse de forma abundante en los municipios visitados, se encuentran: *Alstroemeria aurea* (2,97), *Viola odorata* (2,91), *Nothoscordum gracile* (2,9), *Apium graveolens* (2,58) y *Allium fistulosum* (2,0) (figura 5.5).

Tabla 5.5. Especies obtenidas en la categoría *bajo* a partir de la herramienta i3n

Familia	Nombre científico	Nombre común	Origen	i3N	Nivel de incertidumbre
Alstroemeriaceae	<i>Alstroemeria aurea</i>	Alstroemeria	América del Sur	2,97	0
Iridaceae	<i>Crocospia pottsii</i>		Europa	2,94	3,45
Papaveraceae	<i>Papaver somniferum</i>	Amapola	Región mediterránea	2,94	3,45
Commelinaceae	<i>Tradescantia zebrina</i>		América Central	2,93	10,34
Violaceae	<i>Viola odorata</i>	Violeta	Europa	2,91	0
Amaryllidaceae	<i>Nothoscordum gracile</i>		América del Norte	2,9	6,9
Apiaceae	<i>Centella asiatica</i>		Asia	2,9	6,9
Asteraceae	<i>Ambrosia myrtifolia</i>		América Central (México, Honduras, Salvador, Nicaragua, Panamá)	2,86	0
Brassicaceae	<i>Raphanus raphanistrum</i>		Región mediterránea	2,86	0
Passifloraceae	<i>Passiflora manicata</i>			2,85	0
Solanaceae	<i>Solanum atropurpureum</i>		América del Sur	2,85	0
Brassicaceae	<i>Nasturtium officinale</i>		Europa	2,81	0
Cupressaceae	<i>Cupressus lusitanica</i>	Ciprés	América Central	2,81	3,45
Tropaeolaceae	<i>Tropaeolum majus</i>		América del Sur	2,81	3,45
Lamiaceae	<i>Salvia leucantha</i>		América del Sur	2,79	0
Solanaceae	<i>Lycopersicon esculentum</i>	Tomate	América del Sur	2,75	3,45
Solanaceae	<i>Solanum acerifolium</i>		América Central y América del Sur	2,71	6,9
Plumbaginaceae	<i>Plumbago auriculata</i>		África	2,69	3,45
Rutaceae	<i>Citrus reticulata</i>	Mandarina	Asia	2,67	0

FLORA DEL ORIENTE ANTIOQUEÑO

BIODIVERSIDAD, ECOLOGÍA Y ESTRATEGIAS DE CONSERVACIÓN

Bignoniaceae	<i>Kigelia africana</i>	Árbol salchicha	África	2,65	6,9
Apiaceae	<i>Apium graveolens</i>	Apio	Región mediterránea	2,58	6,9
Piperaceae	<i>Peperomia inaequalifolia</i>	Congona	América del Sur	2,56	3,45
Plantaginaceae	<i>Antirrhinum majus</i>	Boca de dragón	Región mediterránea	2,56	3,45
Brassicaceae	<i>Brassica oleracea</i>	Repollo	Región mediterránea	2,5	3,45
Apiaceae	<i>Bupleurum rotundifolium</i>		Europa	2,44	3,45
Lamiaceae	<i>Origanum majorana</i>	Mejorana	Asia	2,44	3,45
Apocynaceae	<i>Stapelia grandiflora</i>		África	2,42	0
Rosaceae	<i>Potentilla virginiana</i>	Fresa	América del Norte	2,42	0
Polygonaceae	<i>Homalocladium platycladum</i>			2,39	6,9
Melastomataceae	<i>Tibouchina lepidota</i>		América del Sur	2,3	0
Musaceae	<i>Musa velutina</i>		Asia	2,3	0
Malvaceae	<i>Sida poeppigiana</i>		América del Sur (Ecuador)	2,25	3,45
Rutaceae	<i>Citrus aurantium</i>	Naranja agria	Asia	2,25	3,45
Passifloraceae	<i>Passiflora antioquiensis</i>		América del Sur	2,24	0
Myrtaceae	<i>Eugenia myrtifolia</i>		América Central (Argentina)	2,19	3,45
Polygonaceae	<i>Rheum officinale</i>		Asia	2,19	3,45
Piperaceae	<i>Peperomia nitida</i>		América del Sur	2,18	0
Solanaceae	<i>Capsicum pubescens</i>		América del Sur	2,13	3,45
Verbenaceae	<i>Verbena hybrida</i>		América del Sur	2,13	3,45
Poaceae	<i>Zea mays</i>	Maíz	América	2,12	0
Rubiaceae	<i>Coffea arabica</i>	Café	África	2,12	0
Xanthorrhoeaceae	<i>Kniphofia praecox</i>	Llama	África	2,12	0
Brassicaceae	<i>Matthiola incana</i>	Alhelí	Asia	2,06	0
Malvaceae	<i>Alcea rosea</i>	Malvarrosa	Asia	2,06	3,45
Tofieldiaceae	<i>Isidrogalvia sessiliflora</i>		América del Norte	2,06	3,45
Solanaceae	<i>Datura candida</i>		América del Sur	2,01	0
Amaryllidaceae	<i>Allium fistulosum</i>	Cebolla larga	Asia	2	6,9
Boraginaceae	<i>Cynoglossum amabile</i>		Asia	2	10,34
Fabaceae	<i>Erythrina edulis</i>		América del Sur	2	0

Xanthorrhoeaceae	<i>Eccremis coarctata</i>		América del Sur	1,94	6,9
Malvaceae	<i>Anoda cristata</i>		América Central	1,7	0
Sapindaceae	<i>Sapindus saponaria</i>	Chumbimbo	América Central	1,7	0
Lamiaceae	<i>Ocimum basilicum</i>	Albahaca	Asia	1,5	3,45
Rutaceae	<i>Ruta chalepensis</i>	Ruda	Región mediterránea	1,25	3,45

5.2.3 *Especies introducidas, establecidas e invasoras en el Altiplano del Oriente Antioqueño*

Se registra una gran cantidad de especies introducidas y cultivadas para el Altiplano del Oriente Antioqueño (243 especies), lo que se compara con lo encontrado en otros estudios como el de Cárdenas *et al.* (2011), realizado para la Amazonia colombiana, así como con otros esfuerzos por definir estas especies a nivel nacional, como lo presentado por el Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAVH) (Baptiste *et al.*, 2010) y por el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (Franco *et al.*, 2011). El gran número de especies introducidas en la zona de estudio es el resultado directo de actividades humanas, como ganadería, agricultura, horticultura, floricultura, en general, de factores sociales y económicos que representan una fuente de ingresos para la región. Muchas de las plantas introducidas en esta zona han sido traídas deliberadamente como especies forrajeras, medicinales, ornamentales y artesanales, lo que además se ha visto bastante influenciado con el aumento reciente en la colonización y la llegada masiva de industrias a la región.

A diferencia de otros estudios realizados, como el de Cárdenas *et al.* (2011) y el de Díaz, Díaz y Vargas (2012), se registra la familia Fabaceae como la más representativa por el número de especies introducidas y encontradas, lo que podría ser explicado por su utilidad con diversos fines, tales como alimento, leña, forraje e incluso ornamento (Olvera, Gama y Delgado, 2012; Baumer, 1992). Al igual que en los estudios realizados por Calderón (2003) y Cárdenas *et al.* (2011), se registra la familia Poaceae como una de las mejor representadas, dado que los pastos y las gramíneas han sido comúnmente introducidos como especies de forraje y hasta para la estabilización de taludes y el control de erosión (Rivera, 1998). Además, algunas especies pertenecientes a esta familia han sido introducidas y ampliamente cultivadas con fines alimenticios, como es el caso del arroz, el maíz, el trigo, la cebada y la caña de azúcar, las cuales representan una gran importancia económica a nivel regional e incluso nacional (Chacón y Saborío, 2006).

Especies como *Pennisetum clandestinum* (kikuyo) y *Anthoxanthum odoratum* (pasto oloroso) obtuvieron valores I_{SN} de 5,3 y 5,09, respectivamente, lo que supone un alto

riesgo de invasión para la zona de estudio, dado que tienen la capacidad de propagarse rápidamente; dichas especies presentan una activa reproducción vegetativa, producen gran número de semillas que son dispersadas con facilidad y tienen una densa producción de paja, lo que contribuye a la alteración de los regímenes naturales de fuego y, además, a su propio restablecimiento (Daehler, 1998). Sin embargo, dichas especies representan un alto valor económico para la región, por lo cual generar medidas encaminadas a su erradicación no sería económicamente viable. Finalmente, es importante destacar que la familia Asteraceae es otro de los grupos mejor representados, lo que podría ser explicado por su gran diversidad, así como por el hecho de que son la familia de especies vegetales más cultivadas en la región (Gentry, 2001), constituyendo una significativa importancia económica para esta.

5.2.4 *Origen de las especies*

Con el fin de conocer la procedencia de las especies evaluadas se delimitaron ocho regiones geopolíticas para las 233 especies introducidas encontradas en el área de estudio. América del Sur fue el continente que más especies aportó, con 58 especies (24,8 %), seguido de Asia con 55 especies (23,6 %), África con 32 especies (13,7 %), América Central con 31 especies (13,3 %), Europa con 23 especies (10 %), la región mediterránea con 17 especies (7,29 %), América del Norte con 11 especies (4,72 %) y Oceanía con 9 especies (3,86 %). Cabe resaltar que las especies nativas de zonas templadas han encontrado en la zona tropical condiciones favorables para su crecimiento y, a su vez, han desarrollado adaptaciones morfológicas y fisiológicas para permanecer en el lugar, compitiendo con especies nativas y naturalizándose hasta llegar al punto de inhibir el crecimiento de especies propias de la región.

Los resultados del presente trabajo indican que el mayor número de especies introducidas para el área de estudio proviene de América del Sur, especialmente de la Amazonia, de países como Brasil, Ecuador y Colombia. Teniendo en cuenta la diversidad de ecorregiones existentes para Colombia, es común que algunas de las especies introducidas para el área de estudio fueran traídas de zonas de vida diferentes del país.

Se registran similares cantidades de especies provenientes de los continentes de América del Sur y Asia, el 24,8 y el 23,6 %, respectivamente, constituyéndose como los más representativos en cuanto a origen de las especies, lo que podría compararse con lo encontrado en el estudio realizado por Cárdenas *et al.* (2011), donde se halló que el 43,5 % de las especies introducidas para la Amazonia colombiana son provenientes del continente asiático; asimismo, se compara con los resultados obtenidos por Mendoza, Luna, Gómez, Álvarez y Sánchez (2014), donde se encontró que un 21 % de las especies introducidas acuáticas en el golfo de México son también provenientes del continente asiático.

El gran número de especies provenientes de América del Sur, principalmente de países como Brasil, Ecuador y Colombia, puede explicarse básicamente por la similitud de climas y zonas de vida, así como por algunos otros elementos climáticos como radiación, temperatura, presión, humedad relativa, precipitación y evapotranspiración, los cuales corresponden a climas tropicales. Es necesario aclarar que gran parte de las especies introducidas en la zona de estudio que son provenientes de este continente corresponden a especies cultivadas, lo que puede corroborarse con lo expresado por Patiño (1969), quien argumenta que la agricultura ha sido señalada como una vía de introducción voluntaria de gran importancia y que, debido al rápido crecimiento de este sector, se considera que tiene el potencial de convertirse en la mayor fuente de introducción de especies, tal y como se evidencia en este estudio.

Algunas especies como *Eichhornia crassipes* (buchón de agua) y *Lantana camara* (venturosa), ambas originarias de América del Sur (cuenca amazónica), presentaron valores I_{3N} de 8,07 y 7,6, respectivamente, correspondiendo a los dos valores más altos obtenidos para todas las especies y representando así un alto riesgo de invasión en la zona de estudio. Estos resultados pueden compararse con lo obtenido por Matthews (2005), donde ambas especies son consideradas como unas de las malezas más agresivas a nivel global; asimismo, puede compararse con otros estudios como los propuestos por el Programa Mundial sobre Especies Invasoras (GISP, 2006) y Liu *et al.* (2006), donde se expone que ambas especies han sido categorizadas como invasoras agresivas en países como Suazilandia (África) y China (Asia).

Algunas otras regiones como Oceanía, y específicamente Australia, que se caracterizan por presentar en su mayoría un clima desértico o semiárido, el cual contribuye a que parte de sus suelos sean poco fértiles (Peel, Finlayson y McMahon, 2007), son los lugares de origen de algunas especies como: *Acacia melanoxylon* (acacia negra), *Acacia decurrens* (acacia), *Acacia mangium* (acacia) y *Eucalyptus globulus* (eucalipto). Dichas especies han sido introducidas a la zona de estudio de manera satisfactoria, esto se debe principalmente a que poseen características morfológicas y fisiológicas que les permiten crecer y proliferar con facilidad en una amplia gama de suelos y climas, incluyendo aquellos que representan condiciones extremas (Rey, 2009); es por esta razón que consiguen proliferar de manera exitosa en cualquier tipo de ambiente, incluidos aquellos que ofrecen condiciones mucho más hospitalarias en cuanto a su climatología, hidrología y disponibilidad de nutrientes, como lo es el de la región del Altiplano del Oriente Antioqueño.

Lo anterior puede explicar además por qué dichas especies obtuvieron un valor I_{3N} alto, es decir, un alto riesgo de invasión para la zona de estudio. Caso similar ocurre con algunas especies, como *Thunbergia alata* (ojo de poeta) y *Ricinus communis* (higuerillo), que son provenientes de África, que igualmente posee en la mayoría de sus países climas semiáridos (Peel *et al.*, 2007), lo que podría explicar por qué estas

especies obtuvieron valores λ_N altos y son especies altamente invasoras en la zona de estudio.

Para los nueve municipios de la zona de estudio se encontraron en total 489 registros de todas las especies evaluadas, siendo los más representativos: Rionegro (175 registros), La Ceja (67 registros) y Guarne (61 registros); seguidamente, se encuentran Marinilla (44 registros), La Unión (41 registros), El Carmen de Viboral (38 especies) y El Retiro (31 registros); finalmente, y en menor proporción, se encuentran El Santuario (19 registros) y San Vicente Ferrer (13 registros). Con estos registros se realizó una modelación para los municipios de la zona de estudio con las especies encontradas, que se agruparon en categorías de riesgo de invasión *alta* y *requiere mayor análisis*, obtenidas a partir de la herramienta λ_N (figura 5.6).

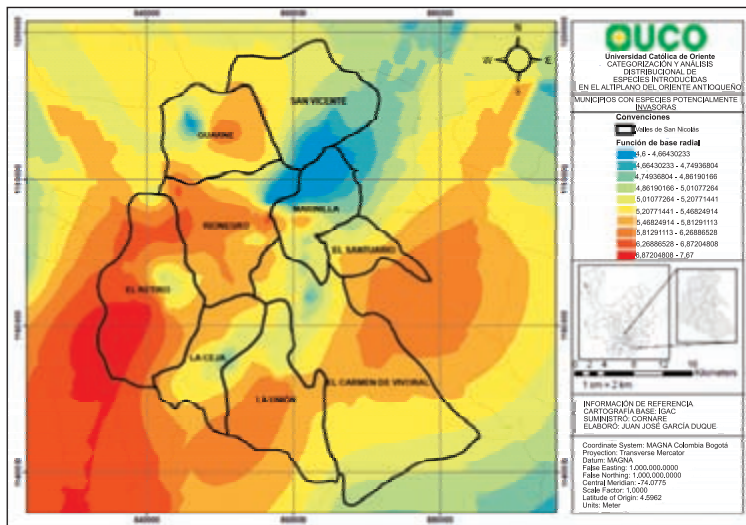


Figura 5.6. Modelación espacial de especies potencialmente invasoras

Con base en esta modelación, se pueden observar diferencias significativas entre algunos municipios de la zona de estudio en cuanto a la presencia y el riesgo de invasión de las especies. De acuerdo con la modelación, se evidencia que los municipios mayormente afectados son Rionegro, El Retiro, Guarne, La Unión y El Carmen de Viboral, dado que gran parte de las plantas evaluadas pertenecientes a esas zonas obtuvieron valores λ_N mayores de 5,4. Asimismo, existen municipios como Marinilla y una parte de San Vicente Ferrer en los que, a pesar de tener presencia de especies introducidas, el riesgo de invasión asociado a estas no es tan elevado en comparación con el de los municipios anteriormente citados, debido a que presentan valores λ_N entre 4,5 y 4,9. También, municipios como La Ceja, El Santuario, un fragmento de El Carmen de Viboral y un fragmento de San Vicente Ferrer presentan

en su mayoría especies con valores I_{3N} entre 4,9 y 5,4, es decir, con alto riesgo de invasión según la clasificación de esta metodología.

En términos generales, toda la zona de estudio tiene presencia de especies con alto potencial invasor, con registros para todos los municipios de especies con calificación I_{3N} mayor de 4,5, lo que supone un riesgo específicamente para especies que son nativas, así como para la agricultura, el turismo y las demás actividades económicas.

La incidencia de especies introducidas es apreciable en los municipios en los cuales la confluencia y, por ende, los impactos de la población humana es mayor; esto se debe a las ventajas que tiene este tipo de especies en ambientes intervenidos y perturbados, donde la deforestación para la plantación de monocultivos y la congregación de diferentes culturas y tradiciones facilitan la expansión de especies invasoras. Asimismo, el impacto de la agricultura y la ganadería en la biodiversidad puede ser directo, por la introducción de especies, o inducido, por la implementación de estas en la producción agropecuaria (Ojasti, 2001). La amenaza inminente de la pérdida de biodiversidad autóctona presenta una relación directamente proporcional al crecimiento poblacional en estos municipios.

5.2.5 Usos de las especies

Para definir los usos de las especies evaluadas se registraron 240 especies agrupadas en siete categorías: *aceites y resinas*, *artesanal*, *comestible*, *medicinal*, *ornamental*, *fornaje* y *maderable*. De las cuales, los usos mayormente representados para la zona de estudio fueron: ornamental (94 especies), medicinal (67) y comestible (63). Algunas de las especies encontradas en el muestreo presentan una amplia distribución en el área de estudio, y por su variedad de usos fueron ubicadas en diferentes categorías, entre ellas se destacan: *Citrus aurantium* (naranja agria) y *Rumex crispus* (lengua de vaca), por presentar más de dos categorías de uso.

En este estudio, las categorías de uso más representativas corresponden a *ornamental*, *medicinal* y *comestible*, lo que se puede comparar con lo obtenido por Cárdenas *et al.* (2011), donde estas categorías mencionadas fueron igualmente las más representativas para las especies introducidas en la Amazonia colombiana, o también con estudios etnobotánicos realizados en el Oriente Antioqueño (Vera, 2014); asimismo, es comparable con otros estudios como el presentado por Baptiste *et al.* (2010), donde las categorías *ornamental* y *medicinal* son de las mayormente representadas.

Puede explicarse el que la categoría *ornamental* sea la más representativa dado que el Oriente Antioqueño es una zona donde, debido a diferentes condiciones geográficas y ambientales, se ha favorecido el sector floricultor; específicamente, algunos municipios como La Ceja, Guarne, La Unión y El Carmen de Viboral son grandes despensas de especies ornamentales, las cuales han sido comúnmente

cultivadas e introducidas con fines comerciales. Dentro de las especies de mayor producción en el Oriente Antioqueño se destacan *Hydrangea macrophylla* (hortensia) y *Chrysanthemum morifolium* (crisantemo), las cuales hoy en día son exportadas (Quirós, 2001; Vélez, Rodríguez, Camacho y Soto, 2013). Asimismo, el cultivo de gran variedad de especies ornamentales para la decoración de viviendas y jardines contribuye en gran medida a que este tipo de especies sean cultivadas de manera no controlada.

Al igual que en el estudio realizado por Rossini, Valdés y Raimondo (2003), familias como Fabaceae, Malvaceae y Rosaceae se destacan por presentar los mayores números de especies en la categoría *ornamental*. Además, se destacan algunas especies como *Ulex europaeus* (retamo espinoso) e *Impatiens walleriana* (besito), que han sido introducidas en diversas partes del mundo, principalmente por su potencial ornamental, y que hoy en día están citadas dentro de las especies invasoras a nivel mundial y reportadas como invasoras agresivas en varios países, debido a su capacidad para colonizar ambientes fuera de su área de distribución natural, desplazar especies nativas y, en ocasiones, alterar las condiciones fisicoquímicas del suelo (Egunjobi, 1969; Grubb y Suter, 1971; GISP, 2006). Estos factores han generado graves impactos sobre la estructura, la composición, la dinámica y el funcionamiento de sistemas invadidos en todo el mundo.

Dentro de la categoría *medicinal* las familias mayormente representadas fueron Asteraceae, Lamiaceae y Apiaceae, tal y como lo propusieron Angulo, Rosero y González (2012), siendo la mayoría de las especies pertenecientes a estas familias cultivadas por amas de casa, en su mayoría aprovechadas en bordes de camino y huertas caseras, debido principalmente a la necesidad de contar con fuentes cercanas de medicina para el tratamiento de enfermedades (Moreno y Linares, 2005), especialmente en zonas rurales. El cultivo de estas especies, al igual que el de plantas ornamentales, se ha convertido en un fin comercial. Las propiedades fisicoquímicas de estas especies, además de actuar como elementos curativos, funcionan como mecanismos de defensa y tienen la capacidad de modificar componentes ambientales desplazando principalmente especies nativas, posición que pone en riesgo la diversidad local.

Familias como Fabaceae, Myrtaceae y Pinaceae se destacan por presentarse en la categoría *maderable*, con especies que han sido catalogadas como capaces de colonizar ambientes fuera de su área de distribución natural, como *Acacia mangium* (acacia), *Pinus patula* (pino patula) y *Eucalyptus globulus* (eucalipto). Estas especies han sido cultivadas en diferentes partes del mundo por su potencial maderable y hoy en día están citadas dentro de las especies arbóreas de rápido desarrollo, por lo que son utilizadas principalmente en la producción de carbón, leña y madera, necesarios en construcción y en la elaboración de muebles, pisos, postes y cercas (Nieto, 2005).

Dichas especies cuentan con la habilidad de crecer en suelos pobres, poco profundos y erosionados, ventaja que ha influenciado su uso en proyectos de restauración, lo que en muchas ocasiones ha traído problemas ecosistémicos y económicos.

Los bosques de especies exóticas de rápido crecimiento tienen mucha influencia sobre la vegetación nativa. Las especies cultivadas aquí tienen poca capacidad de dispersión pero ejercen un fuerte impacto sobre los ecosistemas donde están asentadas, lo cual resulta en alteraciones del medio, producto de la acumulación de acículas de pino o como efectos alelopáticos de la hojarasca de eucaliptos, que debido a que tienen gran cantidad de fenoles inhiben el crecimiento de otras especies (Lima, 1996; Ojasti, 2001).

Entre las familias con especies en la categoría *forraje* se destacan Fabaceae, Poaceae y Polygonaceae, con especies como *Pennisetum clandestinum* (kikuyo), *Rumex acetosella* (acederilla), *Trifolium repens* (trébol blanco) y *Poa annua*, introducidas todas como especies rastreras con potencial para alimentación de animales. Pastos como kikuyo y yaraguá han sido importantes fuentes de forraje para el desarrollo ganadero local, pero su control aumenta los costos del productor, especialmente por su rápida proliferación e invasión de terrenos en cultivos aledaños y por su difícil erradicación, debido a su sistema radical. Actualmente, dominan extensos paisajes donde han desplazado a la vegetación original y tienen la capacidad de generar regímenes de fuego (Schüttler y Karez, 2009) que potencializan su crecimiento.

De la categoría de especies *comestibles* se destacan las familias Apiaceae, Arecaceae, Caricaceae, Fabaceae, Lamiaceae, Moraceae, Passifloraceae, Rosaceae y Solanaceae, entre las cuales, las especies más invasivas son *Thymus vulgaris* (tomillo), *Morus alba* (morera) y *Passiflora edulis* (maracuyá). La mayoría de las especies vegetales empleadas como alimento son adquiridas comercialmente, unas son cultivadas en huertas y unas pocas son obtenidas directamente del bosque. Habitualmente, las especies cultivadas en huertas caseras son empleadas para autoconsumo y, en ciertas ocasiones, son comercializadas a pequeña escala, proporcionando ingresos económicos adicionales. Las especies más cultivadas en las huertas caseras son las aromáticas y condimentarias, como *Origanum vulgare* (orégano), *Mentha* (menta), *Petroselinum crispum* (perejil) y *Ocimum basilicum* (albahaca).

Como recomendaciones finales, es importante resaltar la importancia de una adecuada diferenciación y estandarización de los diversos términos usados para nombrar las especies introducidas, aclarando que este término no hace relación a una especie invasora y, por lo tanto, no representa necesariamente impactos negativos sobre los ecosistemas. Es por esto que la clasificación obtenida a partir de la herramienta $13N$ juega un importante papel en su diferenciación. Además, es necesario generar alternativas de manejo para aquellas especies que presentan un alto riesgo de

invasión, considerando que estas deben tener una regulación especial para establecer usos específicos, para de esta forma poder controlar su propagación indiscriminada.

Una de las formas más eficaces de prevenir la colonización de especies introducidas invasoras es evitar su comercialización y su empleo en actividades como la restauración, la revegetalización y el ornamento, promoviendo, por el contrario, el uso de especies nativas que no representan peligro para la biodiversidad y que cumplen las mismas funciones que una planta autóctona. Resulta muy importante la actuación conjunta de diferentes entidades públicas y privadas, a nivel local, regional y nacional, tanto en la prevención como en el control de este tipo de plantas, brindando información en materia de estas especies a las empresas, los profesionales, los viveristas y al público en general sobre la grave problemática que puede desatarse tras el uso de dichas especies.

Muchas de las especies nombradas en este trabajo representan una significativa fuente de ingresos económicos para la región. Cabe resaltar que un gran porcentaje de ellas son cultivadas actualmente, lo que supone que muchas personas obtienen su sustento de estas. Por esta razón, es importante realizar estudios a fondo antes de generar cualquier clase de medidas encaminadas al control o la erradicación de este tipo de especies.

Con excepción de algunas especies nombradas con anterioridad, muchas plantas introducidas no generan en la actualidad grandes afectaciones en sistemas naturales o seminaturales; sin embargo, basados en un principio de precaución y teniendo en cuenta los efectos del cambio climático, es importante identificar las especies y su potencial invasor.

Referencias bibliográficas

- Angulo, A., Rosero, R. y González, M. (2012). Estudio etnobotánico de las plantas medicinales utilizadas por los habitantes del corregimiento de Genoy, municipio de Pasto, Colombia. *Universidad y Salud*, 14(2), 168-185.
- Baptiste, M., Castaño, N., Cárdenas, D., Gutiérrez, F., Gil, D. y Lasso, C. (Eds.). (2010). *Análisis de riesgo y propuesta de categorización de especies introducidas para Colombia*. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAVH).
- Baumer, M. (1992). Trees as Browse and to Support Animal Production. En A. Speedy y P. Pugliese (Eds.), *Legume Trees and Other Fodder Trees as Protein Sources for Livestock* (pp. 1-10). Actas de una Consulta de Expertos de la FAO, realizada en el Instituto de Investigación y Desarrollo Agrícola de Malasia (Mardi) en Kuala Lumpur, Malasia, del 14 al 18 de octubre de 1991. Roma: Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO).

- Calderón, E. (2003). *Plantas invasoras en Colombia: una visión preliminar*. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAVH).
- Cárdenas, D., Castaño, N. y Cárdenas, J. (2011). *Plantas introducidas, establecidas e invasoras en Amazonia colombiana*. Bogotá: Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas Sinchi.
- Chacón, E. y Saborío, G. (2006). Análisis taxonómico de las especies de plantas introducidas en Costa Rica. *Lankesteriana*, 6(3), 139-147.
- Colombia. Congreso de la República. Ley 165. (9 de noviembre, 1994). Por medio de la cual se aprueba el “Convenio sobre Diversidad Biológica” (CDB) hecho en Río de Janeiro el 5 de junio de 1992. Diario Oficial. Bogotá: 1994, 41 589.
- Daehler, C. (1998). The Taxonomic Distribution of Invasive Angiosperm Plants: Ecological Insights and Comparison to Agricultural Weeds. *Biological Conservation*, 84(2), 167-180.
- Díaz, A., Díaz, J. y Vargas, O. (Eds.). (2012). *Catálogo de plantas invasoras de los humedales de Bogotá*. Bogotá: Grupo de Restauración Ecológica de la Universidad Nacional de Colombia y Secretaría Distrital de Ambiente.
- Egunjobi, J. K. (1969). Dry Matter and Nitrogen Accumulation in Secondary Successions Involving Gorse (*Ulex europaeus* L.) and Associated Shrubs and Trees. *New Zealand Journal of Science*, 12(2), 175-193.
- FAO. (2004). *Directrices para el análisis de riesgo de plagas. Normas internacionales para medidas fitosanitarias, reglamentación para la importación*. Roma: Autor.
- Franco, A., Baptiste, M., Díaz, J. y Montoya, M. (2011). *Plan Nacional para la Prevención, el Control y Manejo de las Especies Introducidas, Trasplantadas e Invasoras. Diagnóstico y listado preliminar de especies introducidas, transplantadas e invasoras en Colombia*. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt (IAVH), Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible y The Nature Conservancy (TNC).
- Gentry, A. H. (2001). Patrones de diversidad y composición florística en los bosques de las montañas neotropicales. En M. Kappelle y A. Brown (Eds.), *Bosques nublados del Neotrópico* (pp. 85-123). Costa Rica: Instituto Nacional de Biodiversidad.
- Hilliard R. (2005) Best Practice for the Management of Introduced Marine Pests - A Review. Publisher Global Invasive Species Programme (GISP).
- GISP. (2006). *Gispnews 5*. Recuperado de www.issg.org
- González, J. A. (2007). *Plantas alóctonas invasoras en el Principado de Asturias*. Oviedo (España): Consejería de Medio Ambiente, Ordenación del Territorio e Infraestructuras y Obra Social “la Caixa”.
- Grubb, P. y Suter, M. (1971). The Mechanism of Acidification of soil by *Calluna* and *Ulex* and the Significance for Conservation. En E. Duffey y A. Watt (Eds.), *The Scientific Management of Animal and Plant Communities for Conservation* (pp. 115-133). XI Symposium of the British Ecological Society. Oxford: Blackwell.

- Idárraga, Á., Ortiz, R., Callejas, R. y Merello, M. (Eds.). (2011). *Flora de Antioquia: catálogo de las plantas vasculares. II: Listado de las plantas vasculares del departamento de Antioquia*. Medellín-Bogotá: Universidad de Antioquia, Missouri Botanical Garden, Departamento Administrativo de Planeación Gobernación de Antioquia y D'Vinni.
- IPCC. (2009). *Glosario de términos fitosanitarios*. Roma: Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático.
- Koleff, P. (2011). Introducción al tema de especies invasoras. En Unidos para la Conservación (UPC), U. S. Fish & Wildlife Service (USFWS), Instituto Nacional de Ecología (INE), Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio) (Orgs.), *Fundamentos para la prevención y manejo de especies exóticas invasoras en México*. Sección 1.1. Diplomado en línea. Centro de Educación Ambiental Ecoguardas, marzo a mayo del 2011. México.
- Lever, C. (1985). *Naturalized Mammals of the World*. Londres: Longman.
- Lima, W. P. (1996). *Impacto ambiental do eucalipto*. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo.
- Liu, J., Dong, M., Miao, S., Li, Z., Song, M. y Wang, R. (2006). Invasive Alien Plants in China: Role of Clonality and Geographical Origin. *Biological Invasions*, 8(7), 1461-1470.
- Llamas, K. A. (2003). *Tropical Flowering Plants: A Guide to Identification and Cultivation*. Portland-Cambridge: Timber Press.
- Matthews, S. (Ed.). (2005). *Sudamérica invadida: el creciente peligro de las especies exóticas invasoras*. Programa Mundial sobre Especies Invasoras (GISP).
- Mauchamp, A. (1997). Threats from Alien Plant Species in the Galápagos Islands. *Conservation Biology*, 11(1), 260-263.
- Mendoza, R., Luna, S., Gómez, Y., Álvarez, P. y Sánchez, F. (2014). Análisis de vías de introducción: especies acuáticas invasoras en el golfo de México. En R. Mendoza y P. Koleff (Coords.), *Especies acuáticas invasoras en México* (pp. 135-154). México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- México. Congreso General. Decreto 06-04-2010. (6 de abril, 2010). Decreto por el que se reforman y adicionan diversas disposiciones de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente y de la Ley General de Vida Silvestre. Diario Oficial de la Federación. México: 2010.
- Montes, C. (2011). *Estudio florístico, prospección y valoración del estado de conservación para el fragmento de bosque en la finca La Palmira en el municipio de San Luis, Antioquia-Colombia* (Trabajo de grado no publicado). Universidad Católica de Oriente. Rionegro, Colombia.
- Morales, L., Varón, T. y Londoño, J. (2000). *Palmas ornamentales*. Medellín: Universidad Nacional de Colombia.

- Moreno, É. y Linares, É. (2005). Estudio etnobotánico de las plantas medicinales de San José de Suaita, Suaita (Santander, Colombia). (Resumen). *Acta Biológica Colombiana*, 10(1), 85-86.
- Mukerji, A. (1997). *La importancia de los productos forestales no madereros y las estrategias para el desarrollo sostenible*. Ponencia presentada en el XI Congreso Forestal Mundial. Antalya, Turquía.
- Nieto, V. (2005). Las diez especies top para investigación y desarrollo forestal. *El Mueble y la Madera*, 46. Recuperado de <http://www.revista-mm.com/ediciones/rev46/especies2.pdf>
- Ojasti, J. (2001). *Estudio sobre el estado actual de las especies exóticas. Estudio nacional*. Caracas (Venezuela): Comunidad Andina y Banco Interamericano de Desarrollo.
- Olvera, R., Gama, S. y Delgado, A. (2012). *Flora del valle de Tehuacán-Cuicatlán. Fabaceae*. México: Instituto de Biología de la Universidad Nacional Autónoma de México.
- Patiño, V. M. (1969). *Plantas cultivadas y animales domésticos en América equinoccial. IV: Plantas introducidas*. Cali: Imprenta Departamental.
- Peel, M., Finlayson, B. y McMahon, T. (2007). Updated World Map of the Köppen-Geiger Climate Classification. *Hydrology and Earth System Sciences*, 11(5), 1633-1644.
- Posada, J. y López, M. (2011). *Plantas acuáticas del altiplano del Oriente Antioqueño, Colombia*. Rionegro (Colombia): Universidad Católica de Oriente.
- Quirós, M. L. (2001). La floricultura en Colombia en el marco de la globalización: aproximaciones hacia un análisis micro y macroeconómico. *Revista Universidad Eafit*, 37(122), 59-68.
- Rey, J. M. (2009). La rareza de las especies. *Investigación y Ciencia*, 392, 62-69.
- Richardson, D., Pysek, P., Rejmánek, M., Barbour, M., Panetta, F. y West, C. (2000). Naturalization and Invasion of Alien Plants: Concepts and Definitions. *Diversity and Distributions*, 6(2), 93-107.
- Rivera, J. H. (1998). Control de cárcavas remontantes en zonas de ladera mediante tratamientos biológicos. *Avances Técnicos*, 256, 1-8.
- Rossini, S., Valdés, B. y Raimondo, F. (2003). Especies ornamentales de la familia Asteraceae cultivadas en las áreas verdes de Sicilia Occidental. *Lagascalia*, 23(1), 75-84.
- Schüttler, E. y Karez, C. (Eds.). (2009). *Especies exóticas invasoras en las Reservas de Biosfera de América Latina y el Caribe. Un informe técnico para fomentar el intercambio de experiencias entre las Reservas de Biosfera y promover el manejo efectivo de las invasiones biológicas*. Montevideo (Uruguay): Unesco.
- UICN. (1999). *Especies invasoras exóticas*. Cuarta Reunión del Órgano Subsidiario de Asesoramiento Científico, Técnico y Tecnológico. Montreal, Canadá, del 21 al 25 de junio de 1999. Montreal: Autor.

Vélez, L., Rodríguez, E., Camacho, M. y Soto, N. (2013). *Desempeño del sector floricultor 2008-2012*. Bogotá: Superintendencia de Sociedades.

Vera, P. (2014). *Etnofitoteca virtual de la flora del Oriente Antioqueño* (Trabajo de grado no publicado). Universidad Católica de Oriente. Rionegro, Colombia.

Zalba, S. y Ziller, S. (2007). *Herramientas de prevención de invasiones biológicas de I3N. Manual de uso*. Argentina-Brasil: Invasives Information Network (I3N), Grupo de Estudios en Conservación y Manejo (GEKKO), Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental y The Nature Conservancy (TNC).



Segunda parte

Estrategias de conservación y servicios ecosistémicos

PROGRAMA INTEGRAL DE CONSERVACIÓN Y RECUPERACIÓN PARA
LAS ESPECIES *PODOCARPUS OLEIFOLIUS*, *GODOYA ANTIOQUIENSIS*
Y *CARINIANA PYRIFORMIS* EN ÁREAS DE BOSQUE MONTANO BAJO
Y BOSQUE HÚMEDO TROPICAL DEL ORIENTE ANTIOQUEÑO

María Cristina Gómez Salazar¹
Sergio Luis Rodríguez Montoya¹
Mario Alberto Quijano Abril¹
María Patricia Tobón Hincapié²

¹ Grupo de Estudios Florísticos, Herbario Universidad Católica de Oriente

² Corporación Autónoma Regional de las Cuencas de los Ríos Negro y Nare

Introducción

Podocarpus oleifolius, *Godoya antioquiensis* y *Cariniana pyriformis* son solo tres de las numerosas especies de árboles andinos en peligro de extinción en Colombia. La extinción de plantas puede alcanzar niveles muy altos debido a la deforestación y a la extracción de maderas, entre otras causas. En los Andes estos aspectos no han sido lo suficientemente evaluados ni sus consecuencias apropiadamente medidas.

El uso de estas especies como maderas para construcción, ebanistería o postes las ha llevado a una disminución poblacional notable, aunque esta no ha sido la única causa. La deforestación en los Andes alcanza niveles preocupantes y la desaparición de sus dispersores naturales puede tener efectos negativos para muchas de estas especies.

En la actualidad vienen siendo consideradas diversas estrategias de conservación de la biodiversidad en los Andes, así como estrategias de manejo que permitan la permanencia de estas especies en los ecosistemas. Sin embargo, algunos de estos enfoques deben ser revisados, ya que no consideran las condiciones naturales y los procesos en los que se desarrollan las especies, ni las limitaciones naturales que regulan la existencia de poblaciones con altas concentraciones de individuos, lo cual tiene consecuencias para el establecimiento de plantaciones de algunas especies nativas bajo los esquemas convencionales.

Dada la alta diversidad de especies amenazadas, se hace necesario realizar estudios puntuales y detallados con algunos de los taxones más vulnerables y posteriormente abordar problemas a gran escala que lleven a la recuperación de ecosistemas. Los esfuerzos de conservación deben dirigirse además al estudio de los hábitats y a su

restauración; por esta razón, trabajos de este tipo son de vital importancia en la protección de los hábitats, de su reconstrucción, así como en la restauración de la conectividad y en la disminución o suavización de los factores que alteran la dinámica natural.

El presente trabajo fue desarrollado mediante un proyecto enmarcado dentro del convenio Japanese PHRD Grant for San Nicolas Carbon Sink, Project-Grant TF056577, Cornare, en el cual se propuso el desarrollo de actividades de captura de carbono, reforestación, creación de sistemas agroforestales y silvopastoriles en pastos abandonados para los Valles de San Nicolás.

1.1 ¿Qué es un programa de conservación?

Los programas de conservación permiten resguardar la diversidad genética de las poblaciones que corren alto riesgo de extinción aplicando estrategias para su conservación. Algunos aspectos importantes a considerar para la inclusión de especies en programas de conservación son, entre otros, el tamaño poblacional actual, las amenazas de extinción, los aspectos ecológicos y de dinámica de las poblaciones, además de los factores reproductivos, fisiológicos y genéticos. Estos son valiosos indicadores de las probabilidades de supervivencia para las especies en el largo plazo y ayudan a determinar estrategias de conservación (Frankel, 1984).

Tal situación sugiere potencializar el desarrollo de conocimiento en torno a las especies silvestres, basado en la genética, la biología de la conservación, la biogeografía y en algunas otras ciencias complementarias como la economía, la sociología y la antropología, para de esta forma determinar los métodos más adecuados que permitan estudiar las especies y su dinámica dentro de las comunidades y los ecosistemas; así mismo, estos aspectos se deben tener en cuenta para la selección de los ecosistemas o sitios a conservar, sus prioridades y, fundamentalmente, su conservación en el tiempo (Cubillos, 1996).

Como aspecto fundamental en estrategias de conservación, se encuentra la participación de las comunidades locales en los programas desarrollados para este fin. Al entregar parte del protagonismo a las comunidades en los programas de conservación, incluyendo en estos la capacitación y el uso adecuado de la biodiversidad, se entregan invaluable oportunidades de desarrollo socioeconómico a las comunidades (Hoyt, 1988).

Finalmente, es muy importante que una estrategia de conservación se pueda insertar en los planes regionales de desarrollo y uso sustentable de los recursos naturales, para generar intereses comunes entre la conservación de la naturaleza y su utilización (Cubillos, 1996).

1.2 Metodología

1.2.1 Área de estudio

El programa de conservación se desarrolló en la subregión Valles de San Nicolás, localizada al oriente del departamento de Antioquia, sobre la cordillera Central de los Andes colombianos. La región cubre un área de 183 000 ha, pertenecientes a las zonas de vida bosque húmedo montano bajo y la transición de bosque húmedo premontano y bosque húmedo tropical, en un rango de altitud que va desde 800 hasta 3100 m s. n. m. y comprende los municipios de Guarne, Rionegro, Marinilla, La Ceja, El Retiro, El Carmen de Viboral, El Santuario, San Vicente y La Unión (figura 6.1). Alberga una población aproximada de 354 000 habitantes y se encuentra ubicada entre los 5° 48' 51" N, 75° 07' 09" O.

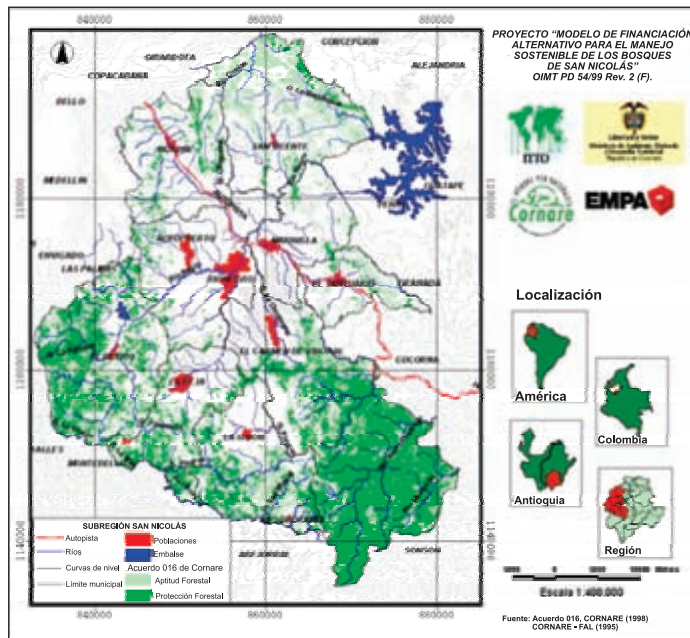


Figura 6.1. Área de estudio, subregión Valles de San Nicolás

1.2.2 Especies evaluadas y localización

El programa integral de conservación y recuperación fue desarrollado para las especies *Godoya antioquiensis* Planch. (Ochnaceae) y *Podocarpus oleifolius* D. Don ex Lamb. (Podocarpaceae), distribuidas en la zona de vida del bosque húmedo montano bajo, y *Cariniana pyriformis* Miers. (Lecythidaceae), especie distribuida

en la zona de bosque húmedo y muy húmedo tropical. Para la localización de las poblaciones y la evaluación de la calidad fenotípica de los individuos se realizaron recorridos de campo. Para esta actividad se recurrió a los estudios regionales realizados por Cornare y Universidad Nacional de Colombia (2002), Gómez y Rodríguez (2006) y Alzate y Sierra (2007). Los muestreos se llevaron a cabo en la totalidad de municipios encontrados en la subregión Valles de San Nicolás. Para el caso de *Cariniana pyriformis*, al ser una especie de bosque húmedo tropical, se realizaron exploraciones en el cañón del río Santo Domingo, municipio de El Carmen de Viboral, y para el seguimiento fenológico se procedió a evaluar una plantación comercial en el municipio de San Luis.

1.2.3 Diagnóstico poblacional y estado de conservación de las especies evaluadas y categorías UICN aplicadas

En el presente programa de conservación se ampliaron los diagnósticos poblacionales ya establecidos para *Godoya antioquiensis* y *Podocarpus oleifolius* en los Valles de San Nicolás, aplicando la metodología propuesta por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN, 2001) y por Gómez y Rodríguez (2006). Aunque no se habían realizado evaluaciones poblacionales para *Cariniana pyriformis* en la región, igualmente se aplicaron las mismas metodologías que contemplaron los siguientes aspectos:

- *Densidad poblacional por localidad.* Se basó en el número de individuos encontrados para cada especie evaluada en una localidad. La densidad poblacional presenta cuatro criterios: densidad abundante, densidad media, densidad baja e individuo único, en el caso de encontrarse un solo individuo en una localidad. Finalmente, se asignó una categoría UICN para cada localidad evaluada (tabla 6.1).
- *Densidad poblacional para los Valles de San Nicolás.* Para las especies *Godoya antioquiensis*, *Podocarpus oleifolius* y *Cariniana pyriformis* fue designada una categoría final de conservación para la región, para esto se siguieron las categorías y criterios de la UICN versión 3.1 (UICN, 2001), las cuales se basan en conservar las categorías de mayor amenaza.

Tabla 6.1. Criterios de diagnóstico poblacional para las localidades

Criterios de diagnóstico poblacional	N.º de individuos	Categoría UICN	
Densidad abundante	> 20 individuos	LC	Preocupación menor
Densidad media	10-19 individuos	VU	Vulnerable
Densidad baja	2-9 individuos	EN	En peligro
Individuo único	1 individuo	CR	En peligro crítico

1.2.4 Mapas y distribución geoespacial de las poblaciones evaluadas

Como resultado de las evaluaciones de campo, y considerando las categorías de conservación UICN designadas para cada taxón, se realizaron mapas de distribución regional.

1.2.5 Evaluación fenológica

Para evaluar las diferentes fenofases (floración, fructificación y defoliación), se seleccionaron 10 individuos para cada una de las especies evaluadas en el programa de conservación, tomando registros fenológicos mensuales por un periodo de catorce meses y siguiendo el planteamiento de Fournier (1974).

1.2.6 Estrategias de conservación *ex situ*

- *Ensayos de reproducción por semilla.* Consistieron básicamente en la reproducción de plántulas mediante semillas, las cuales requirieron periodos de germinación, adaptación y trasplante a bolsas.
- *Ensayos de propagación vegetativa.* Consistieron en la multiplicación de individuos mediante porciones terminales o axilares de tallo y requirieron tiempo para el enraizamiento, prendimiento y trasplante a bolsas.
- *Rescate de plántulas.* Se basó en la obtención de plántulas directamente del bosque, para ser llevadas al vivero, cuidadas y posteriormente devueltas al campo cuando se consiguió la calidad y tamaño de material requerido. El tiempo de permanencia en el vivero dependió de la especie y del estado sucesional al que pertenecía. Este trabajo de rescate fue complementado con la recolección de plántulas de otras especies, principalmente pioneras que pudieran cumplir el papel de “especies sombrilla” y de este modo facilitar procesos sucesionales subsiguientes.
- *Enriquecimiento forestal.* Como fase final del programa fueron seleccionadas áreas en las cuales se garantizara la permanencia en el tiempo de las especies plantadas y cuyos propietarios (predios públicos y privados) adquirieran compromisos para el mantenimiento y la conservación de la plantación. En total se establecieron 3 ha dedicadas a la conservación de taxones amenazados en las localidades: cañón del río Santo Domingo, municipio de El Carmen de Viboral; reserva San Sebastián de la Castellana, municipio de El Retiro; y acueducto Alto de El Calvario, vereda Bodeguitas, municipio de El Santuario.

1.2.7 Resultados y discusión

Durante el desarrollo del programa de conservación se realizaron un total de cincuenta y ocho prospecciones en fragmentos boscosos o localidades y algunos árboles

aislados en los municipios de los Valles de San Nicolás, encontrando fragmentos altamente intervenidos y algunas formaciones vegetales con un buen desarrollo de la vegetación. A partir de la metodología UICN (2001), se establecieron las categorías sugeridas para la región. La evaluación realizada dio como resultado una misma categoría debido a la alta probabilidad de extinción local (tabla 6.2).

Tabla 6.2. Densidad poblacional y categorías UICN para los Valles de San Nicolás

Especie	Categoría UICN regional	
<i>Godoya antioquiensis</i>	CR	En peligro crítico
<i>Podocarpus oleifolius</i>	CR	En peligro crítico
<i>Cariniana pyriformis</i>	CR	En peligro crítico

Como lo muestran las tablas de diagnóstico poblacional, las poblaciones de las 3 especies evaluadas demuestran los altos grados de amenaza a los que están sometidas según las categorías UICN, dando como resultado que las 3 se encuentran *en peligro crítico* (CR). Sus poblaciones enfrentan un riesgo extremadamente alto de extinción en estado silvestre en un futuro inmediato de continuar con la extracción de individuos en sus poblaciones naturales. La principal amenaza que enfrentan estas especies es la intensa explotación maderera, lo cual ha reducido drásticamente sus poblaciones naturales; siendo este el mismo escenario para la gran mayoría de especies maderables amenazadas en Colombia.

1.2.8 Estado de conservación de *Podocarpus oleifolius* para los Valles de San Nicolás

Las poblaciones de *Podocarpus oleifolius* se encuentran altamente amenazadas y con muy pocos individuos. En este estudio solo se encontraron especímenes en diez localidades, lo que equivale al 19 % de los fragmentos evaluados, donde dichas poblaciones en su mayoría se observaron en estado fitosanitario deficiente. El 60 % de las poblaciones evaluadas dieron como resultado densidad baja, para un total de 165 individuos (tabla 6.3). Las poblaciones de *Podocarpus oleifolius* en los Valles de San Nicolás han sido afectadas, puesto que su madera es ampliamente utilizada

Tabla 6.3. Censo poblacional de *Podocarpus oleifolius*

Censo poblacional <i>Podocarpus oleifolius</i>					
Adultos	Juveniles				
	Regeneración	Brinzal	Latizal	Plantón	Total
76	15	21	27	26	165

en ebanistería para la fabricación de diferentes enseres, además se encontró que los especímenes más antiguos fueron utilizados como materia prima en muchas construcciones de la región.

1.2.9 Estado de conservación de *Godoya antioquiensis* para los Valles de San Nicolás

Las poblaciones de *Godoya antioquiensis* presentan un mayor número de individuos por localidad, en comparación con las de *Podocarpus oleifolius* y *Cariniana pyriformis*. Esta especie solo fue reportada en trece de las cincuenta y ocho localidades exploradas, lo que equivale al 24 % de los fragmentos, para un total de 208 individuos (tabla 6.4). Las poblaciones de *Godoya antioquiensis*, en general, se encontraron en muy buen estado fitosanitario; sin embargo, el principal inconveniente para el establecimiento de la metodología planteada fue la alta pérdida de semillas. En esta especie las semillas tienen un tamaño que no supera los 5 mm de longitud, por esta razón gran parte de ellas son dispersadas por el viento luego de la dehiscencia de sus frutos capsulares y de esta manera se pierden en la hojarasca del bosque. Quizá una de las problemáticas que enfrenta la especie se debe a la explotación de su madera, gracias a su densidad y rigidez; es por esta razón que sus tallos son ampliamente utilizados por las comunidades para la elaboración de cabos de herramientas y otros menesteres.

Tabla 6.4. Censo poblacional de *Godoya antioquiensis*

Censo poblacional de <i>Godoya antioquiensis</i>					
Adultos	Juveniles				Total
	Regeneración	Brinzal	Latizal	Plantón	
118	18	32	15	25	208

1.2.10 Estado de conservación de *Cariniana pyriformis* para los Valles de San Nicolás

El abarco no había sido reportado para el área de estudio hasta la ejecución del programa de conservación. Se encontraron algunos individuos en estado silvestre

Tabla 6.5. Censo poblacional de *Cariniana pyriformis*

Censo poblacional <i>Cariniana pyriformis</i>				
Juveniles				
Regeneración	Brinzal	Latizal	Plantón	Total
0	3	2	0	5

en el cañón del río Santo Domingo, municipio de El Carmen de Viboral. Como se presenta en la tabla 6.5, *Cariniana pyriformis* solo se encontró para la localidad cañón del río Santo Domingo.

1.2.11 Estrategias de conservación in situ y ex situ empleadas

Se visitaron cincuenta y ocho localidades en nueve de los municipios de la subregión Valles de San Nicolás, donde se recolectó germoplasma para realizar ensayos de propagación, tanto vegetativos como por semilla y rescate de plántulas. Con base en esta recolecta se obtuvieron los siguientes resultados.

Para la especie *Podocarpus oleifolius* no fue posible realizar ensayos de propagación por semilla, debido a que no se encontraron suficientes estróbilos femeninos maduros durante los recorridos de campo realizados en esta investigación; desafortunadamente, las poblaciones que existen en los Valles de San Nicolás poseen pocos individuos femeninos. Gran parte de los individuos reportados presentaban estróbilos masculinos con abundantes cantidades de polen, contrario a los pocos individuos femeninos encontrados con semilla. Así mismo, gran parte de las semillas encontradas presentaban daños estructurales irreversibles en el embrión, lo cual las descartaba para el proceso de propagación en vivero. Por estas razones se optó por realizar ensayos de propagación vegetativa por microestacas (tabla 6.6) y rescate de plántulas (tabla 6.7).

Tabla 6.6. Ensayos de propagación vegetativa para *Podocarpus oleifolius*

Sustratos de siembra para estacas <i>Podocarpus oleifolius</i>	Sustrato de trasplante a bolsas	Tratamientos utilizados	Porcentaje de enraizamiento
100 % arena	5 tierra x 1 arena x 1 cascarilla x 1 gallinaza	Giberelinas, giberelinas + micorrizas del bosque	80 %
1 arena x 1 tierra	5 tierra x 1 arena x 1 cascarilla x 1 gallinaza	Giberelinas + micorrizas del bosque	93 %

Tabla 6.7. Sustratos de siembra y tratamientos utilizados para el rescate de plántulas de *Podocarpus oleifolius*

Sustratos de siembra para rescate de plántulas <i>Podocarpus oleifolius</i>	Tratamientos utilizados	Porcentaje de enraizamiento
5 tierra + 1 arena + 1 cascarilla + 1 gallinaza	Giberelinas, micorrizas comerciales	76 %
4 tierra x 1 arena x 1 cascarilla	Giberelinas, micorrizas comerciales	73 %

Para esta especie se trabajó con propagación vegetativa a partir de porciones terminales y el uso de estacas enraizadas naturalmente en presencia de altas cantidades de musgo y hojarasca (acodos naturales), los cuales fueron colectados directamente en campo y llevados a vivero. Por este método se lograron enraizar un total de 400 individuos y por la técnica de microestacas se lograron propagar un total de 200 individuos. Para los dos métodos empleados se consideró la colección de germoplasma proveniente de diferentes progenitores, con la finalidad de no afectar aún más la variabilidad genética de los plantones propagados.

Para *Godoya antioquiensis* se desarrollaron una serie de ensayos de propagación a partir de semillas (tabla 6.8), complementados con la técnica de rescate de plántulas (tabla 6.9). Para esta especie fue común encontrar una alta mortalidad en las primeras fases de crecimiento de las plántulas, con la técnica de propagación por semilla.

Tabla 6.8. Ensayos de propagación por semilla para *Godoya antioquiensis*

Sustratos de siembra para semillas <i>Godoya antioquiensis</i>	Tratamiento utilizado	Tiempo promedio de germinación en días	Porcentaje de germinación
1 tierra x 1 cascarilla de arroz	Ninguno	61	40 %
100 % arena	Ninguno	39	90 %
4 tierra x 1 arena	Ninguno	34	85 %
2 tierra negra x 1 tierra amarilla x 1 arena	Ninguno	43	90 %

Tabla 6.9. Ensayos de propagación por rescate de plántulas
para *Godoya antioquiensis*

Sustratos de siembra para rescate de plántulas <i>Godoya antioquiensis</i>	Tratamientos utilizados	Porcentaje de enraizamiento
1 tierra x 1 cascarilla x 1 tierra amarilla	Giberelinas	100 %
1 cascarilla x 1 tierra	Giberelinas	100 %
2 tierra x 1 cascarilla	Giberelinas	100 %
1 tierra de bosque (horizonte A de un andisol) x 1 arena	Giberelinas	100 %
4 tierra x 1 arena x 1 cascarilla	Giberelinas	60 %
5 tierra x 1 arena x 1 cascarilla x 1 gallinaza	Giberelinas	100 %

Los resultados de la metodología del rescate de plántulas mostraron unos porcentajes de mortalidad muy bajos, donde el sustrato menos efectivo fue el de 4 tierra x 1 arena x 1 cascarilla, el cual arrojó un porcentaje de prendimiento del 60 %. Con los demás sustratos se obtuvo un prendimiento del 100 %. Finalmente, para *Cariniana*

pyriformis se recurrió a la adquisición de 1500 plántulas, debido a que en la zona de estudio no se encontraron individuos adultos en estado reproductivo, ni plántulas en el sotobosque.

1.2.12 Propagación y rescate de otras especies

En total se lograron propagar un número cercano a 3000 individuos de 25 especies nativas, en su mayoría pioneras. Algunas de estas especies fueron comúnmente encontradas en bosques secundarios y otras en bosques maduros. Entre las especies más comunes figuran: *Retrophyllum rospigliosii*, *Juglans neotropica*, *Panopsis yolombo*, *Solanum sycophanta*, *Ficus cuatrecasana*, *Heliocarpus popayanensis*, *Brunellia subsessilis*, *Aniba coto*, *Eschweilera antioquiensis*, *Cecropia angustifolia*, *Spirotheca rhodostyla*, *Ormosia antioquiensis*, *Blakea princeps* y *Turpinia heterophylla*, entre otras. La tabla 6.10 presenta el consolidado de los ensayos de propagación exitosos para las especies evaluadas, donde se incluyen además los individuos de otras especies propagadas.

Tabla 6.10. Ensayos de propagación exitosos para las especies evaluadas en el programa de conservación

Especie	N.º de individuos. Propagación por semilla	N.º de individuos. Propagación por estaca	N.º de individuos. Rescate de plántulas
<i>Godoya antioquiensis</i>	300	10	190
<i>Podocarpus oleifolius</i>	0	200	400
<i>Retrophyllum rospigliosii</i>	1358	0	0
Otras especies	1442	0	200

1.2.13 Enriquecimiento forestal

Una de las etapas finales de los programas de conservación se basa en el establecimiento exitoso de las especies a conservar. El enriquecimiento forestal con las especies complementarias, “especies sombrilla”, se desarrolló en las zonas de vida de bosque húmedo tropical y bosque húmedo premontano de los Valles de San Nicolás, en áreas dedicadas a la conservación de la flora. Gran parte de estas áreas corresponden a reservas forestales y a zonas de acueductos veredales.

Es importante mencionar que previo al establecimiento de las plántulas se realizaron capacitaciones al personal de siembra y las especies fueron establecidas en áreas estratégicas para la conservación y sobrevivencia en el tiempo. Para el caso de *Godoya antioquiensis*, al ser una especie resistente a la luz directa y a condiciones parciales

de sombra, se seleccionaron dos ambientes, el primero bajo condiciones medianas de sombra y el segundo en un ambiente a plena exposición solar; lo anterior, con la finalidad de evaluar el comportamiento de la especie para ambos ambientes.

Para la especie *Podocarpus oleifolius*, la cual generalmente crece en bosques maduros relativamente bien conservados donde hay bajas radiaciones lumínicas, se establecieron todos los individuos bajo cobertura boscosa, proporcionando así un ambiente óptimo para su crecimiento y desarrollo, acorde con los requerimientos de la especie.

Finalmente, para *Cariniana pyriformis* se realizó el establecimiento forestal de 1500 plántulas en el cañón del río Santo Domingo, vereda Santa Inés, municipio de El Carmen de Viboral. La zona donde se realizó el enriquecimiento equivale a 5 ha aproximadamente, de las cuales una pequeña parte del material se estableció en el interior del bosque y la mayor parte de este se estableció en el interior de una plantación de café abandonada.

1.2.14 Evaluación fenológica

La fenología de las 3 especies del presente estudio fue evaluada en situaciones particulares y en escalas de tiempo pequeñas. Sin embargo, estos resultados ofrecen valiosa información que permiten el entendimiento de sus ciclos de vida a escala regional. La fragmentación de las poblaciones de estas 3 especies y la desaparición de la mayor parte de los árboles adultos dificultó el seguimiento tanto en términos geográficos como en abundancia y edades (figuras 6.2, 6.3 y 6.4).

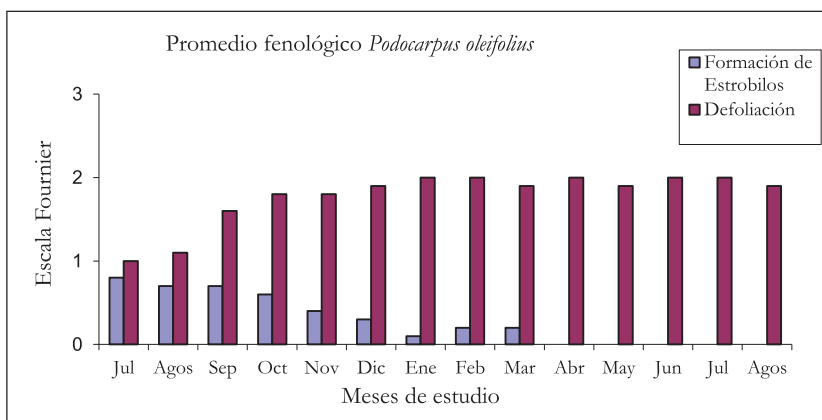


Figura 6.2. Formación de estróbilos y defoliación en la especie *Podocarpus oleifolius*

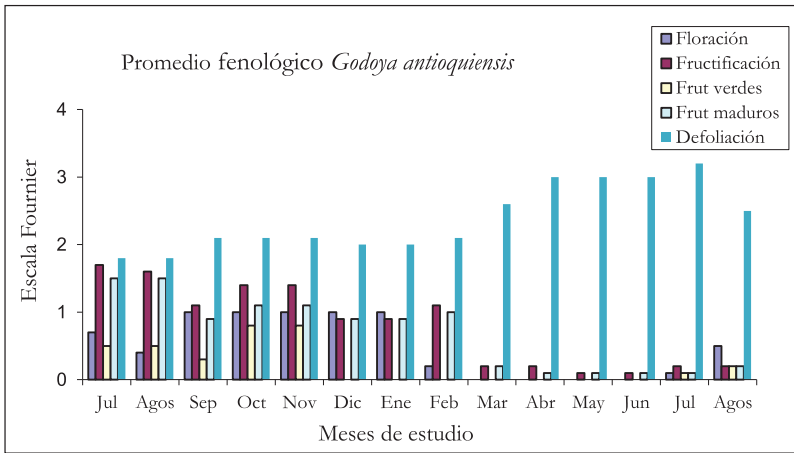


Figura 6.3. Floración, fructificación y defoliación en la especie *Godoya antioquiensis*

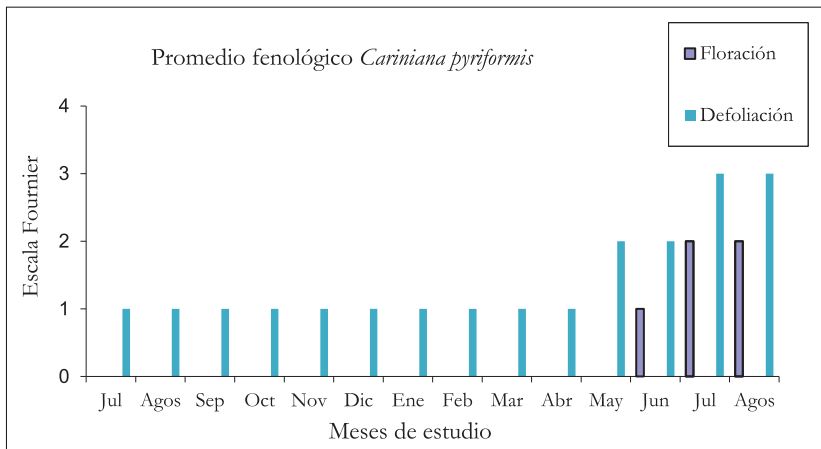


Figura 6.4. Floración, fructificación y defoliación en la especie *Cariniana pyriformis*

Con base en el presente estudio se podría concluir que las poblaciones de las 3 especies evaluadas muestran altos grados de amenaza según las categorías UICN, dando como resultado que estas poblaciones se encuentran *en peligro crítico* (CR). Esto quiere decir que estas presentan un riesgo alto de extinción en estado silvestre. La principal amenaza que enfrentan estas especies es la intensa explotación maderera, lo cual ha reducido drásticamente sus poblaciones naturales. Las poblaciones de *Podocarpus oleifolius* se encuentran altamente amenazadas y con muy pocos individuos, en este estudio solo se encontraron individuos de *Podocarpus oleifolius* en catorce

localidades, lo que equivale al 19 % de los fragmentos evaluados, además muchos de estos se observaron en un estado fitosanitario deficiente. Por otro lado, las poblaciones de *Godoya antioquiensis* se encuentran en mayor número de individuos por localidad, a diferencia de las poblaciones de las otras 2 especies evaluadas; pero cabe anotar que esta especie solo se encontró en trece localidades de las cincuenta y ocho visitadas, lo que equivale solo al 24 % de los fragmentos explorados. Entre los municipios más importantes por el estado de conservación de sus bosques y por la cantidad de poblaciones de las especies evaluadas figuran El Carmen de Viboral, El Retiro y San Vicente. Este último municipio fue el más importante en cuanto a la abundancia de individuos de *Podocarpus oleifolius* y *Godoya antioquiensis*, de donde se extrajo gran cantidad de germoplasma para las estrategias de conservación *ex situ*.

Según las observaciones realizadas en el transcurso de las salidas y entrevistas con miembros de la comunidad, se puede concluir que los bosques de *Podocarpus* y *Godoya* cumplen valiosos servicios ambientales y socioeconómicos en ecosistemas montanos húmedos del Oriente Antioqueño. Uno de los factores cardinales es que protegen las principales fuentes de agua para las comunidades locales; además de aportar materia orgánica al suelo y proporcionar excelente leña y madera para las poblaciones.

Gran parte de las poblaciones encontradas de *Godoya antioquiensis* y *Podocarpus oleifolius* están situadas en propiedades privadas y no en zonas de reserva. Por esta razón fue muy complejo el control de la extracción de germoplasma y el adecuado manejo de estas poblaciones. Así mismo, muchas de las áreas visitadas se encuentran limitando con zonas de aprovechamiento agrícola y ganadero, por lo que cada día se amplía más el área de explotación y se reduce la de reserva.

Referencias bibliográficas

- Alzate, F. y Sierra, J. (2007). *Establecimiento de fuentes semilleras en bosques montano bajos de los municipios de La Ceja, El Carmen de Viboral y El Retiro*. Informe técnico final del proyecto de manejo sostenible de bosques (MSB). Presentado a la Corporación Autónoma Regional de las Cuencas de los Ríos Negro y Nare (Cornare) y la Organización Internacional de las Maderas Tropicales (OIMT). Grupo de Estudios Florísticos, Universidad Católica de Oriente. Rionegro, Colombia.
- Cornare y Universidad Nacional de Colombia. (2002). *Inventario forestal. Informe técnico final*. Proyecto “Modelo de financiación alternativo para el manejo sostenible de los bosques de San Nicolás, ITTO-MAVDT”. Rionegro (Colombia): Autores.
- Cubillos, A. (1996). Principios para la conservación *in situ* de parientes silvestres de plantas cultivadas: el caso de las especies de *Lycopersicon* en Chile. En A. Cubillos (Ed.), *Conservación in situ de especies silvestres del género Lycopersicon* (pp. 1-15).

Seminario taller, del 9 al 10 de diciembre de 1996, Santiago. Santiago (Chile): Instituto de Investigaciones Agropecuarias, Centro Regional de Investigación La Platina y Ministerio de Agricultura, Serie La Platina n.º 68.

Fournier, L. (1974). Un método cuantitativo para la medición de características fenológicas en árboles. *Turrialba*, 24(4), 422-423.

Frankel, O. (1984). Genetic Diversity, Ecosystem Conservation and Evolutionary Responsibility. En F. Di Castri, F. Baker y M. Hadley (Eds.), *Ecology in Practice. 1: Ecosystem Management* (pp. 414-427). París-Dublín: Unesco y Tocoooly International Publishing.

Gómez, M. y Rodríguez, S. (2006). *Diagnóstico del estado poblacional e inventario de algunas especies vegetales en peligro de extinción en el altiplano del Oriente Antioqueño y determinación de protocolos de propagación* (Trabajo de grado no publicado). Universidad Católica de Oriente. Rionegro, Colombia.

Hoyt, E. (1988). *Conserving the Wild Relatives of Crops*. Roma-Gland: International Board for Plant Genetics Resources (IBPGR), International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN) y World Wildlife Fund (WWF).

IUCN. (2001). *Categorías y criterios de la Lista roja de la IUCN: versión 3.1*. Gland-Cambridge: Comisión de Supervivencia de Especies de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN).

DEFORESTACIÓN, MINERÍA Y CAMBIO CLIMÁTICO: AMENAZAS
PARA LA BIODIVERSIDAD Y LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS
EN EL ORIENTE ANTIOQUEÑO

Esteban Álvarez Dávila¹
Zorayda Restrepo Correa¹
Sebastián González Caro¹
Sebastián Botero Cañola¹
Carlos Ortiz Yusti¹
Jesús Anaya Acevedo²

¹Laboratorio de Servicios Ecosistémicos y Cambio Climático,
Jardín Botánico Joaquín Antonio Uribe de Medellín

²Universidad de Medellín, Facultad de Ingenierías

Introducción

La evaluación de la importancia biológica relativa (o distintividad biológica) de una región es un componente fundamental para establecer las prioridades de conservación y se define como el grado en que la diversidad de un área determinada (tanto de componentes como de procesos) es particular o única en diferentes escalas biogeográficas. Olson *et al.* (1995) utilizan cuatro categorías de distintividad biológica a diferentes escalas biogeográficas: sobresaliente a nivel global, sobresaliente a nivel regional, sobresaliente a nivel biorregional e importante a nivel local. Estas categorías son calificadas con base en criterios que describen los diferentes atributos de un área de estudio determinada (riqueza de especies, endemismos o diversidad beta) en relación con su entorno local y regional.

Como primer paso para el análisis de distintividad, se debe llevar a cabo una recopilación de toda la información existente del área de interés que conduzca a su calificación. El departamento de Antioquia tiene un área de 63 612 km², equivalentes al 5,6 % del territorio colombiano, pero alberga en promedio cerca del 47 % del número de especies reportado para varios grupos biológicos (plantas vasculares, mamíferos, aves y anfibios) en todo el territorio nacional. De acuerdo con el Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAVH), Antioquia es el departamento con mayor biodiversidad del país, con un número total de 21 514 especies (el 40 % del número de especies reportadas para Colombia), seguido por Valle del Cauca, Cundinamarca y Chocó, los tres con menos de 16 000 especies.

Indudablemente, esta conclusión puede estar influida de manera importante por un mayor muestreo y documentación de la biodiversidad en ciertas áreas del

departamento (Álvarez y Cogollo, 2011). Sin embargo, existen argumentos que podrían explicar tan alta concentración de especies, como el de su localización geográfica, la cual corresponde a la esquina noroccidental de Suramérica, lo que le permite al departamento ser un puente para la flora y la fauna de regiones como el Caribe, los Andes y el Pacífico (Holt *et al.*, 2013; Morales, Valencia, Acosta y Parra, 2014). Otras explicaciones pueden estar relacionadas con su alta heterogeneidad topográfica, edáfica y bioclimática (Espinal y Vásquez, 2011; González, 2011).

Sin embargo, a pesar de su alta riqueza de especies a nivel regional, los patrones de biodiversidad a una mayor escala apenas están siendo explorados (González, Restrepo, Ortiz, Botero y Álvarez, 2014). Sumado a esta problemática, los niveles de degradación y amenaza de los ecosistemas nativos van en aumento en la región, como lo indican una deforestación histórica del 70 % y la actual que llega a más de 25 000 ha anuales (Yepes *et al.*, 2011). Por otra parte, los proyectos actuales de infraestructura (carreteras, embalses, líneas de transmisión y minería) están localizados en algunas de las áreas que albergan una gran porción de los bosques remanentes del departamento y sus impactos sobre la biodiversidad son evidentes.

Un estudio reciente identificó para el departamento de Antioquia diferentes biorregiones basado en registros de distribución de grupos biológicos, tales como mamíferos, aves, anfibios y angiospermas (González *et al.*, 2014). En este trabajo se confirma la presencia de áreas particulares que contribuyen distintivamente a la biodiversidad total del departamento. Este resultado crea la necesidad de evaluar el estado de conservación de la biodiversidad dentro de cada biorregión y el desarrollo de acciones particulares de conservación de acuerdo con sus características.

Una de estas biorregiones se puede definir como la del “Centro de Antioquia”, la cual comprende un área aproximada de 10 000 km², con la ciudad de Medellín ubicada en su parte central. Debido a su cercanía con los centros de investigación y universidades, esta biorregión es una de las mejor conocidas en el departamento, pero existen pocos estudios publicados que permitan hacer una síntesis contextual.

La biorregión Centro de Antioquia es adicionalmente el eje del desarrollo económico del departamento y alberga el 80 % de la población total, la cual depende directa e indirectamente de los servicios de sus ecosistemas, los cuales están altamente amenazados. Este reconocimiento ha generado una serie de esfuerzos como el del Parque Central de Antioquia, el cual pretende conservar y manejar de manera adecuada este ecosistema.

El Altiplano del Oriente Antioqueño hace parte de la biorregión Centro de Antioquia y de ella provienen algunos de los servicios ecosistémicos más importantes para la ciudad de Medellín, tales como alimentos, agua potable, generación de energía y espacios para la recreación. No obstante, a la fecha no existe una síntesis de la

biodiversidad y de las amenazas que ponen en riesgo la provisión de estos servicios ecosistémicos.

En este trabajo se presenta una síntesis del estado actual de la biodiversidad, los servicios ecosistémicos y las actuales amenazas de los ecosistemas en la región del Altiplano del Oriente Antioqueño. El objetivo principal no es presentar una revisión exhaustiva de la biodiversidad, por el contrario, se busca realizar una revisión sucinta de la información existente con el objetivo de mostrar la importancia biológica de la región y la necesidad de adelantar esfuerzos eficientes para su conservación.

2.1 Metodología

2.1.1 Área de estudio

El área de estudio comprende 257 000 ha y se encuentra sobre los 1800 m s. n. m., en la vertiente oriental de la cordillera Central de los Andes colombianos. Limita al occidente con la ciudad de Medellín, al noreste con los bosques protectores del embalse Peñol-Guatapé, al sureste con los bosques adyacentes al río Samaná y al suroeste con la reserva ecológica Alto de San Miguel (figura 7.1).



Figura 7.1. Mapa del área de estudio

Esta región incluye un 84,5 % de su área en jurisdicción de la Corporación Autónoma Regional de las Cuencas de los Ríos Negro y Nare (Cornare), un 11,5 % en jurisdicción del Área Metropolitana del Valle de Aburrá y un 4 % en la Corporación Autónoma Regional del Centro de Antioquia (Corantioquia). El área de estudio fue delimitada con base en la altitud, dada la injerencia que esta variable tiene en la composición de comunidades vegetales y debido también a que sus ecosistemas están o han estado interconectados en algún momento y como tal tienen una biota en común. El municipio de El Peñol presenta los menores valores de altitud, cercanos a 1800 m s. n. m., mientras que la máxima altitud de 3100 m s. n. m. corresponde al límite de los municipios de Caldas y El Retiro.

2.1.2 Biodiversidad en el área de estudio

Para tener una idea de la biodiversidad del área de estudio se utilizaron dos aproximaciones diferentes. La primera con base en los mapas digitales de biodiversidad de Antioquia elaborados en un reciente convenio entre la Gobernación de Antioquia y el Jardín Botánico Joaquín Antonio Uribe de Medellín (JAUM) (González *et al.*, 2014) y la segunda mediante una compilación de inventarios de campo de plantas vasculares, mamíferos, aves y anfibios. El mapa del área de estudio fue superpuesto sobre los mapas de biodiversidad del departamento para analizar la importancia relativa de su biodiversidad.

Para la realización del análisis de biodiversidad real se conformó una base de datos con diferentes registros y publicaciones para cada uno de los grupos de organismos de la siguiente manera:

- *Plantas vasculares.* Se utilizó como fuente principal de información la publicación sobre flora de Antioquia (Idárraga, Ortiz, Callejas y Merello, 2011), complementada con listados florísticos publicados para el área de estudio (Uribe, Albert y Vallejo, 1987; Albert, 1989; Toro, 2000; Corantioquia, 2001; Restrepo *et al.*, 2015; David y Álvarez, 2015). La información fue compilada en una base de datos y la validez de los nombres científicos fue consultada en bases especializadas como: Tropicos (www.tropicos.org), International Plant Names Index (IPNI) (www.ipni.org/ipni/plantnamesearchpage.do), The Plant List (www.theplantlist.org) y Taxonomic Name Resolution Service v3.2 (<http://tnrs.iplantcollaborative.org/about.html>).
- *Aves.* Se consultó la base de datos Dataves (http://ipt.sibcolombia.net/rnoa/censo_aves_rnoa) y se complementó con diferentes publicaciones que reportan información para la zona (Vélez y Fresneda, 1992; Vélez, Cuadros y Fresneda, 1995; Castaño y Patiño, 2007; Morales *et al.*, 2014). Los nombres científicos fueron corregidos con BirdLife Taxonomic Checklist v7.0 (<http://www.birdlife.org/datazone/info/taxonomy>).

- *Mamíferos*. Para este grupo se revisaron diferentes publicaciones con datos de su distribución en el área de estudio (Cuartas y Muñoz, 2003a, 2003b; Navarro, Hincapié y Silva, 2005; Gardner, 2008; Solari *et al.*, 2013; Patton, Pardiñas y D'Elía, 2015).
- *Anfibios*. Se usó la información de la base de datos del Museo de Herpetología de la Universidad de Antioquia (<http://ipt.sibcolombia.net/sib/resource.do?r=mhua-a>).

Partiendo de estas bases de datos se calculó el número total de especies, géneros y familias para el área de estudio y se comparó con la riqueza reportada para el departamento de Antioquia. Se realizó también una aproximación a la diversidad beta del área del estudio mediante un análisis de gradiente indirecto Análisis de Correspondencia Linealizado (DCA). El DCA se realizó usando las especies registradas para cada municipio del área, empleando los datos de abundancia de las especies.

El agrupamiento de la información por municipio se hizo debido a que no existen suficientes sitios de muestreo, particularmente en el caso de mamíferos y anfibios. Si bien el agrupamiento por municipios constituye una generalización, al menos permite una estimación de las diferencias en la distribución espacial de los grupos biológicos en el área evaluada. El análisis de DCA se realizó con el programa Past (Hammer, Harper y Ryan, 2001).

2.1.3 Estado de conservación de la biodiversidad

Las especies amenazadas se identificaron a partir de la base de datos de vertebrados amenazados del Sistema de Información sobre Biodiversidad (SIB) de Colombia. En esta base de datos se efectuó una búsqueda de la información relacionada con las “áreas protegidas” en los límites del área de estudio. Para ello se tomó la información colectada originalmente por Anaya, Duque y Valencia (2008) y se complementó con información entregada por Cornare para el proyecto del Sistema Departamental de Áreas Protegidas (SIDAP) (González *et al.*, 2014). El listado incluye diecisiete áreas de manejo especial, una reserva forestal protectora, dos distritos de manejo integrado y una reserva municipal, todas en jurisdicción de Cornare, y adicionalmente dos parques regionales (en jurisdicción del municipio de Medellín y Corantioquia). Independiente de la efectividad de cada figura de aquí en adelante, este conjunto de áreas se denominará como áreas protegidas (AP), para efectos de su descripción y evaluación dentro de este trabajo.

2.1.4 *Amenazas presentes y futuras para la biodiversidad del área de estudio*

En esta parte del análisis se evaluaron las tasas de deforestación, la presencia de títulos mineros, tanto solicitados como concedidos, y algunos aspectos concernientes al cambio climático, de la siguiente manera:

- *Deforestación.* Se utilizó la información digital para el área de estudio extraída de los mapas del proyecto Global Forest Change 2000-2012 (Hansen *et al.*, 2013).
- *Minería.* Para el área de estudio se utilizó la información digital sobre minería para Colombia del proyecto Tierra Minada (<https://sites.google.com/site/tierraminada/>), con información actualizada a julio del 2012.
- *Cambio climático.* Para identificar la incidencia proyectada del cambio climático se usaron los mapas digitales de Worldclim. Concretamente, se usó la información del modelo CCSM3, que ha sido usado en el modelamiento del clima y la hidrología de los Andes (Exbrayat *et al.*, 2012; Buytaert *et al.*, 2010).

Con el fin de identificar las áreas más vulnerables al cambio climático en el departamento, se estimó un índice de velocidad de cambio en la temperatura. Para esto se empleó la aproximación de Loarie *et al.* (2009), en la cual se estima la velocidad (en kilómetros por año) que debe tener un organismo para encontrarse en un ambiente con una temperatura similar a la actual. Se calculó la tasa de cambio espacial en la temperatura actual ($^{\circ}\text{C km}^{-1}$), para cada punto en el territorio, y la tasa de cambio temporal ($^{\circ}\text{C año}^{-1}$), desde el presente hasta el año 2070. Para esto se usaron modelos de escenarios climáticos a futuro. Así, la velocidad del cambio climático es la proporción de la tasa de cambio temporal y la tasa espacial. Para determinar este índice, se empleó la capa de temperatura actual (1950-2000), de Hijmans, Cameron, Parra, Jones y Jarvis (2005), con una resolución de 1 km^2 , y el promedio de cuatro escenarios de temperatura para 2050 y 2070, según el Community Climate System Model (ccsm) (González *et al.*, 2014).

2.1.5 *Servicios ecosistémicos*

Si bien se reconoce que los bosques de niebla proveen un amplio número de servicios ecosistémicos, en este artículo nos centraremos en la provisión de agua para consumo humano y para la generación de energía hidroeléctrica. La Plataforma Urbana (www.plataformaurbana.cl/plataforma) situaba en 2010 a Colombia en el sexto puesto de la clasificación de los ocho países con el mayor volumen de agua en el mundo. Por su parte, Antioquia, en sus más de 6 millones de hectáreas de territorio, cuenta con

una oferta hídrica de aproximadamente 194 km³, lo cual lo ubica como uno de los territorios más ricos en agua en el ámbito nacional.

2.2 Resultados y discusión

2.2.1 Biodiversidad, servicios ecosistémicos y estado de conservación del área de estudio

2.2.1.1 Biodiversidad

Los resultados muestran que para el área de estudio (equivalente al 4 % del área de Antioquia) se reportan 101 especies de mamíferos, 47 de anfibios, 388 de aves y 1546 especies de plantas vasculares, que representan, respectivamente, el 62, el 25,7, el 39,6 y el 19,2 % de las especies reportadas para Antioquia en cada grupo (tabla 7.1).

Tabla 7.1. Riqueza de familias, géneros y especies reportadas en fuentes secundarias para la región de estudio

Grupo	Taxones	Antioquia	Área de estudio	%
Mamíferos	Especies	226	115	44,7
	Géneros	137	72	50,4
	Familias	37	29	75,7
Anfibios	Especies	183	47	25,7
	Géneros	54	14	25,9
	Familias	17	9	52,9
Plantas vasculares	Especies	8032	1546	19,2
	Géneros	1956	640	32,7
	Familias	228	198	86,8
Aves	Especies	979	388	39,6
	Géneros	476	241	50,6
	Familias	71	47	66,2

Estos resultados sugieren que el Altiplano del Oriente Antioqueño tiene una riqueza de especies comparable a las regiones de mayor diversidad en Antioquia (figura 7.2). Considerando el número total de especies, los sitios con mayor diversidad del área

de estudio representan hasta el 84 % de los sitios más ricos en Antioquia, el 88 % de las especies endémicas de los sitios más ricos en Antioquia y el 98 % del número de especies amenazadas de los sitios con mayor diversidad de especies amenazadas en Antioquia.

El área de estudio está ubicada principalmente en la biorregión Centro de Antioquia, que tiene unos límites relativamente similares para vertebrados y plantas. Esta biorregión, que según la definición de los análisis tiene una diversidad biológica única, cubre un área total de 12 000 km², de los cuales el 30 % corresponde al área de estudio. Un análisis más detallado indica que la región del Altiplano del Oriente Antioqueño está localizada principalmente en una o dos biorregiones que albergan un conjunto importante de comunidades biológicas y que contribuyen significativamente a la biodiversidad total que se puede encontrar en el departamento de Antioquia.

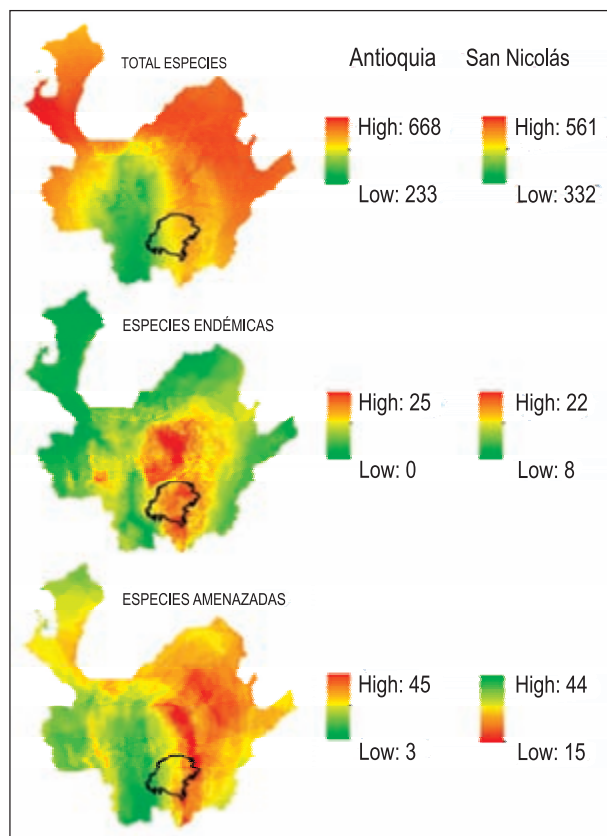


Figura 7.2. Riqueza potencial de especies totales, endémicas y amenazadas para el conjunto de datos en el área de estudio y su comparación con Antioquia. Las cifras muestran la sumatoria del número de especies para los grupos de organismos en Antioquia y el área de estudio. *Fuente:* adaptada de González *et al.* (2014).

En la figura 7.3 se muestra la rotación de especies entre los municipios como una medida de la diversidad beta. Los resultados indican una composición de especies diferente entre los municipios, confirmando la alta diversidad del área de estudio. Particularmente, las 1547 especies de plantas vasculares presentes en el área de estudio se pueden considerar como un número alto, que se encuentra dentro del rango predicho para la región de los Andes tropicales, considerada el principal centro de biodiversidad global para estos grupos. Kreft y Jetz (2007) y Barthlott *et al.* (2007) muestran que en los Andes tropicales se pueden encontrar los valores máximos de diversidad global, con hasta 5000 especies de plantas vasculares por cada 10 000 km²; igual se ha pronosticado para vertebrados (Jenkins, Pimm y Joppa, 2013; Pimm *et al.*, 2014).

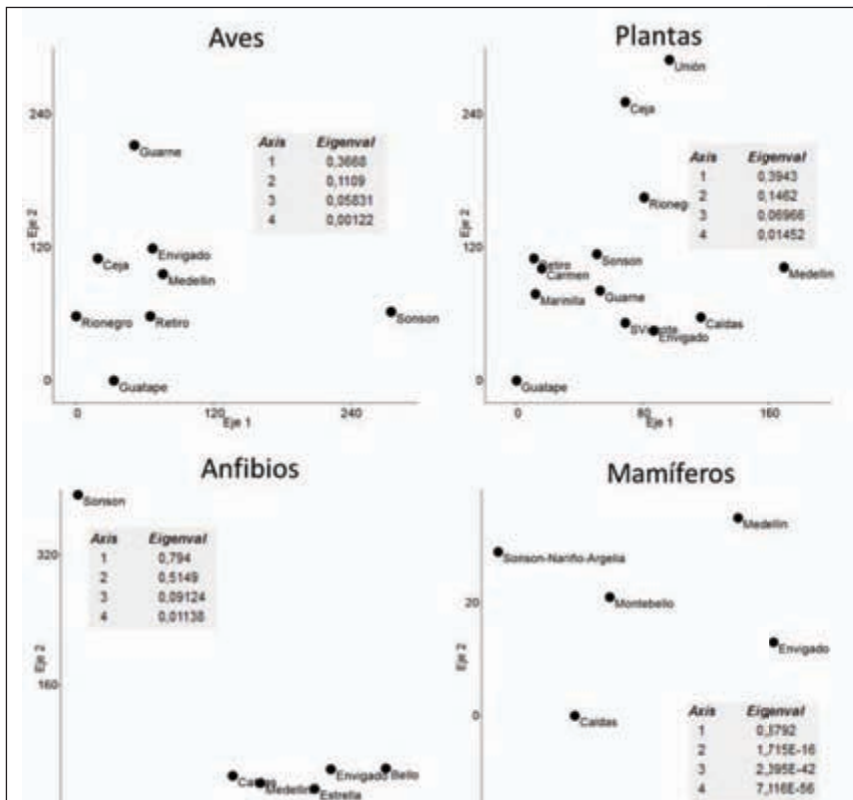


Figura 7.3. Rotación de especies entre los diferentes territorios municipales del área de estudio

A nivel de mamíferos, existe una riqueza importante y una diversidad local comparable con otros sitios de la cordillera Central (Sánchez, Sánchez y Cadena, 2004). Adicionalmente, es de resaltar la presencia de un ensamblaje de carnívoros andinos bastante completo, pues se han registrado en la zona 15 de las 17 especies con

presencia en los Andes. Esto es un indicativo de la importancia de conservar procesos ecológicos perdidos en otros ecosistemas, así como una oportunidad para utilizar este grupo de organismos en el diseño de planes de conservación, aprovechando sus requerimientos de hábitat y conectividad.

2.2.1.2 *Servicios ecosistémicos hidrológicos*

Para la zona de jurisdicción de Cornare, la oferta hídrica total se estima en 12,24 km³ al año, que corresponden a 19 855 m³ anuales por habitante. Así mismo, se estima que la reducción por calidad y por estiaje arroja una disponibilidad de 9927 m³ anuales por habitante (Cornare, 2013). En el área de estudio se encuentran tres grandes fuentes de servicios ecosistémicos de tipo hidrológico. Relacionados con la provisión de agua potable, se encuentran los embalses de Piedras Blancas y La Fe, que proporcionan aproximadamente un 52 % del agua potable para los habitantes urbanos del Valle de Aburrá (aproximadamente 1,9 millones de habitantes). En tercer lugar, se encuentra el embalse para la generación hidroeléctrica Peñol-Guatapé, el mayor embalse de regulación del país en la actualidad, con una capacidad total de almacenamiento de 1,236 millones de metros cúbicos, de los cuales 1,169 son útiles; este embalse inunda 6240 ha de los municipios de Guatapé, El Peñol, San Rafael, San Vicente y Alejandría. La energía almacenada en este embalse asciende aproximadamente a 4,385 GWh si se considera toda la cadena Nare-Guatapé y a 2,754 GWh teniendo en cuenta solo las centrales de las Empresas Públicas de Medellín (Guatapé y Playas).

2.2.1.3 *Estado de conservación*

Muchas de las especies que se encuentran en los Andes tropicales son endémicas y de distribución restringida, ocupando rangos altitudinales y latitudinales estrechos (Larsen *et al.*, 2011). A escala regional, por lo menos de 25 a 50 % de las especies en la mayoría de los grupos taxonómicos son endémicas. Muchas especies, en particular anfibios y peces, se conocen solo por colecciones únicas (Young, 2007); en este sentido, es urgente la ampliación de los sistemas de áreas protegidas en los Andes.

De acuerdo con el Convenio sobre Diversidad Biológica (CDB), un área protegida es un área definida geográficamente que es designada, regulada y administrada con el fin de alcanzar objetivos específicos de conservación. En el caso de Colombia, tradicionalmente se han realizado esfuerzos para crear áreas protegidas de orden nacional, regional y local desde hace ochenta años, pero la historia no muestra una dinámica permanente. Actualmente existen siete categorías de áreas protegidas que conforman el Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SINAP), las cuales se describen en los artículos 11 al 18 del Decreto 2372 del 2010 (Colombia, Minambiente, 2010).

En el caso de Cornare, la decisión concreta de establecer áreas protegidas se remonta a casi dos décadas atrás. Concretamente, en el Decreto 016 de agosto 6 de 1998, (Cornare, 1998), donde se presenta un listado de Zonas de Manejo Especial definidas como “áreas de protección para la conservación del bosque primario y recuperación de bosque intervenido en los Valles de San Nicolás”. Justificándose en la alta fragilidad y en la intervención humana en las zonas antedichas, el acuerdo determina que el 80 % de dichas áreas deberá tener cobertura boscosa (tabla 7.2 y figura 7.4). Es importante aclarar que no existen límites oficiales para estas áreas, por lo tanto, la delimitación presentada en los mapas puede generar alguna incertidumbre (no cuantificada) en los resultados que se presentan en este estudio.

Tabla 7.2. Áreas que cuentan con algún tipo de protección dentro de la región de estudio. ZME: Zona de Manejo Especial; PR: Parque Regional; RFP: Reserva Forestal Protectora; DMI: Distrito de Manejo Integrado.

N.º en mapa	Nombre	Tipo	Documento público	Carácter	Área (ha)
1	Altos de San José	zme	ACD 016 Agosto 1998	Regional	1709,96
2	Parque Regional Arví	pr		Regional	10 392,77
3	Cuchillas Alto del Órgano	zme	ACD 016 Agosto 1998	Regional	1174,08
4	Alto El Venado	zme	ACD 016 Agosto 1998	Regional	134,13
5	Alto de Las Cruces	zme	ACD 016 Agosto 1998	Regional	334,47
6	Plan Alto de Santa Elena Sur	zme	ACD 016 Agosto 1998	Regional	96,48
7	Cuchilla Los Cedros	zme	ACD 016 Agosto 1998	Regional	840,30
8	San Sebastián	rfp		Municipal	196,30
9	Influencia embalse La Fe	zme	ACD 016 Agosto 1998	Regional	50,00
10	Cerro El Capiro	zme	ACD 016 Agosto 1998	Regional	238,05
11	Pantanillo Alto del Chuscal	zme	ACD 016 Agosto 1998	Regional	229,14
12	Sector quebrada La Agudelo	zme	ACD 016 Agosto 1998	Regional	419,05
13	Cuchilla La Madera	zme	ACD 016 Agosto 1998	Regional	501,88
14	Ríos Cocorná y San Lorenzo	zme	ACD 016 Agosto 1998	Regional	978,96
15	Sector sur de los municipios de El Retiro y La Ceja	zme	ACD 016 Agosto 1998	Regional	267,83
16	Alto San Miguel	pr		Municipal	776,35
17	Influencia del río Buey	zme	ACD 016 Agosto 1998	Regional	1503,08
A	Reserva Nare	rfp	RES 1510 Agosto 2010	Nacional	8658,10
B	La Selva	dmi	AC.314 Octubre 2014	Regional	63,80
C	Guatapé-El Peñol	dmi	Acuerdo 268 del 2011	Regional	5190,20
total					33 754,93

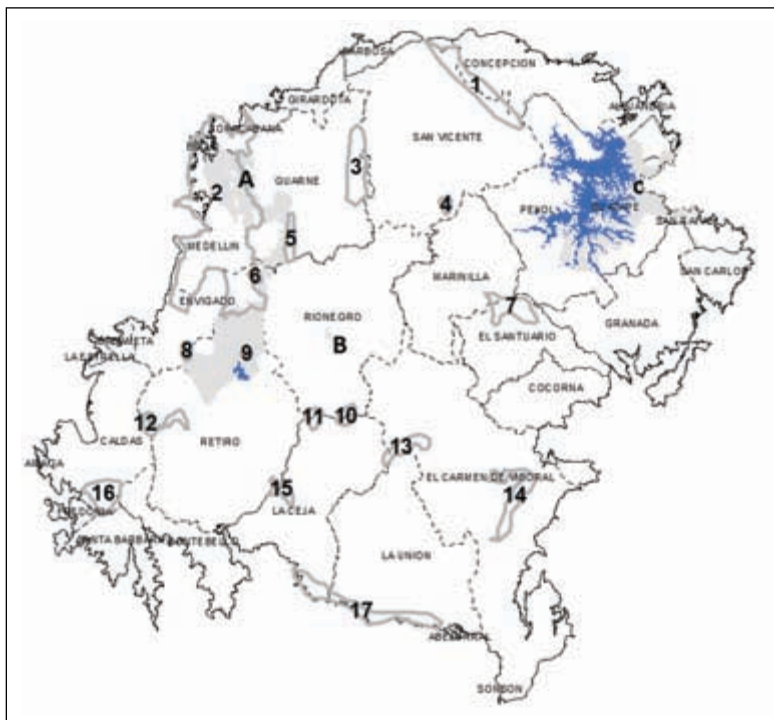


Figura 7.4. Áreas con algún tipo de protección en el la región de estudio (el número o la letra corresponden al área protegida según la tabla 7.2).

Si bien estas áreas nunca recibieron una declaratoria oficial, en su mayoría siguen siendo consideradas por Cornare como de Manejo Especial –de acuerdo con la consulta de su página web (<http://www.cornare.gov.co/corporacion/division-socio-ambiental/cuencas>) en diciembre 28 del 2014–. Por tanto, estas áreas se seleccionan como punto de partida para evaluar su eficiencia para la conservación de la biodiversidad y sus servicios ecosistémicos en la región. Adicionalmente, en el portal de áreas protegidas de Cornare (<http://www.cornare.gov.co/corporacion/division-socio-ambiental/areas-protegidas>) se mencionan para el área de estudio el Distrito de Manejo Integral (DMI) Peñol-Guatapé, el DMI de la estación La Selva de la Corporación Colombiana de Investigación Agropecuaria (Corpoica) y la Reserva Forestal Protectora del Río Nare, las cuales fueron incluidas en este análisis; se incluye además la Reserva San Sebastián (de carácter municipal), debido a que es una de las mejor documentadas en cuanto a su biodiversidad.

Por último, dentro del área de estudio quedaron incluidas otras dos áreas por fuera de la jurisdicción de Cornare, que son El Alto de San Miguel y el Parque Regional Arví, que se encuentran bajo la administración del municipio de Medellín, con el apoyo

técnico y legal de Corantioquia. En la revisión se encontraron registros de Reservas Naturales de la Sociedad Civil: Montevivo (Medellín), Mano de Oso (Rionegro), El Robledal (Medellín), El Cardal (La Unión), El Silencio (El Retiro), pero estas no fueron incluidas porque no se contó con información cartográfica y porque, debido a la escala del presente estudio, su reducido tamaño no permite que se pueda hacer un análisis adecuado.

Gómez, Anaya y Álvarez (2005) concluyeron que los ecosistemas nativos o remanentes boscosos corresponden al 26 % del área total del presente estudio. Esta cifra es similar a la reportada por otros estudios que estiman que a escala de los bosques montanos de los Andes apenas persiste el 25 % de su área original (Myers, Mittermeier, Mittermeier, Fonseca y Kent, 2000). No obstante, esta cifra es mucho menor que el 40,5 % de área remanente reportado para los bosques de niebla de la vertiente oriental de la cordillera Central con altura > 500 m s. n. m. (Morales y Armenteras, 2013) y es una evidencia adicional de la degradación de los bosques montanos en los Valles de San Nicolás. Por su parte, las áreas protegidas en los Valles de San Nicolás corresponden a un 7,6 % del área total, un valor que está por debajo de lo recomendado en la literatura (Olson *et al.*, 1995). De acuerdo con el análisis, muchas de estas áreas protegidas se encuentran desprovistas de gran parte de su vegetación nativa original y por lo tanto es urgente iniciar proyectos de restauración de ecosistemas.

Los bosques del Altiplano del Oriente Antioqueño y las zonas aledañas, según la metodología de Olson *et al.* (1995) y las categorías de amenaza de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), se encuentran *en peligro*. Lo que indica que las áreas boscosas de la región se restringen a fragmentos aislados de tamaños muy variables, y debido a la pérdida de hábitat es posible que muchas de las especies originales ya no se encuentren en la zona. Trabajos como el propuesto por González *et al.* (2014) ubican a varios municipios del área de estudio (Sonsón, El Carmen de Viboral y El Retiro) dentro de la lista de los veinte municipios (de un total de ciento quince que tiene Antioquia) con mayores prioridades de conservación a nivel departamental, considerando su importancia biológica y amenazas.

2.2.2 Amenazas sobre los ecosistemas en el Altiplano del Oriente Antioqueño

2.2.2.1 Deforestación

De acuerdo con Hansen *et al.* (2013), durante el periodo 2000-2012 dentro del área de estudio se taló una superficie total de 7530 ha, de las cuales 1987 ha (26,4 %) fueron de bosques, 3515 ha (46,7 %) de rastrojos y 2028 ha (26,9 %) correspondían a plantaciones (tabla 7.3 y figura 7.5). El Retiro, con un área de 24,3 km², un 9 % del área

de estudio, fue el municipio con mayor tasa de deforestación, con aproximadamente 2648 ha, contribuyendo con el 35 % del total del área de estudio. En relación con el tipo de cobertura, la deforestación en El Retiro representó el 22,2 % (441,2 ha) de los bosques, el 5,4 % (189,5 ha) de los rastrojos y el 99,2 % (2013 ha) de la tala por aprovechamiento forestal. Considerando que el mapa de coberturas permite calcular un total de 6692,8 ha en bosques para el año 2000, la tasa anual de deforestación de los bosques en El Retiro fue de 0,55 % anual, equivalente al 50 % de la tasa estimada para Antioquia (Yepes *et al.*, 2011), siendo uno de los quince municipios con más alta deforestación a nivel departamental.

Tabla 7.3. Resumen de títulos mineros solicitados y concedidos (hasta julio del 2012) en el área de estudio

Área protegida	Categoría	N.º de títulos	Minerales
1 Parque Regional Arví	Concedidos	5	Oro, cromita, construcción
2 Zona Altos de San José	Concedidos	4	Oro
3 Zona Cuchilla La Madera	Concedidos	1	Construcción
4 Zona Cuchillas Alto del Órgano	Concedidos	3	Oro, cobre, zinc, plomo
5 Zona de Influencia del río Buey	Concedidos	2	Oro, cobre, zinc, plomo
6 DMI La Selva	Concedidos	2	Caolín, construcción
7 Nare	Concedidos	2	Construcción, oro
8 Parque Regional Arví	Solicitados	11	Oro, platino, calizas, construcción
9 Reserva Alto San Miguel	Solicitados	3	Oro, platino, carbón
10 Zona Altos de San José	Solicitados	3	Oro, construcción
11 Zona Cuchilla La Madera	Solicitados	1	Oro, plata, plomo
12 Zona Cuchillas Alto del Órgano	Solicitados	1	Oro, platino, construcción
13 Zona de Influencia del río Buey	Solicitados	3	Oro, platino, manganeso, plata, cobre, construcción
14 Zona de los ríos Cocorná y San Lorenzo	Solicitados	1	Oro, hierro, plata
15 Zona Sector quebrada La Agudelo	Solicitados	2	Oro, construcción
16 DMI El Peñol-Guatapé	Solicitados	5	Oro, plata, cobre, platino, plomo, construcción
17 Nare	Solicitados	5	Oro, construcción, arcillas
total		54	

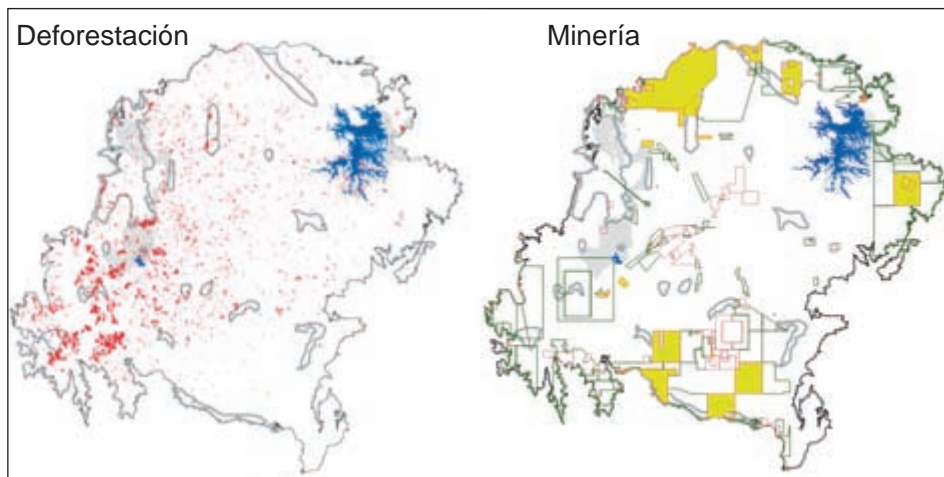


Figura 7.5. Diferentes impactos antrópicos en el área de estudio con respecto a sus áreas protegidas. En el mapa de minería los polígonos rojos corresponden a títulos concedidos (rellenos en amarillo los correspondiente a oro) y los verdes a los títulos solicitados; las áreas protegidas corresponden a los polígonos en gris (ver la tabla 7.3 para detalle de las áreas protegidas).

Los impactos de la deforestación y la fragmentación sobre la biodiversidad son ampliamente conocidos y han sido documentados profusamente en las últimas décadas (Morris, 2010; Steege, 2010). En el área de estudio no se tienen datos de la extinción directa de especies, pero estudios como el de Gómez *et al.* (2005) sugieren que muchas de las especies nativas pueden tener poblaciones altamente afectadas. Otro estudio reciente sobre el impacto de la fragmentación en la riqueza de especies de plantas vasculares muestra que los fragmentos más pequeños y aislados albergan un menor número de especies por unidad de área (Duque, Álvarez, Rodríguez y Lema, 2013). El impacto de las carreteras en el área de estudio es grande, además representa uno de los principales agentes de deforestación en la región, constituyendo una de las causas principales de muerte por atropellamiento de una gran cantidad de individuos de especies amenazadas como los felinos y otros grupos de mamíferos (Delgado, 2007).

Aproximadamente el 17 % de la deforestación en el municipio de El Retiro estuvo relacionada con la construcción de un condominio en las cabeceras de la quebrada La Mina, uno de los afluentes más importantes del embalse La Fe. Existen pocos estudios publicados sobre el efecto de los cambios en el uso del suelo y su relación con la calidad, cantidad y constancia de la oferta hídrica (Aguirre, Palacio y Ramírez, 2007; Londoño y Zapata, 2013). No obstante, en la última década se han realizado estudios en diferentes sitios de los Andes que permiten poner en contexto a la comunidad sobre esta problemática. Varios de estos estudios reportan un aumento

del caudal después de la eliminación masiva de vegetación alta en las laderas de captación y una disminución en el caudal después de la forestación (Bruijnzeel, 2004; Buytaert *et al.*, 2006). Ruprecht y Schofield (1989) mostraron que la conversión de bosques nativos en tierras agrícolas incrementó temporalmente el caudal como consecuencia de la disminución de la transpiración y la interceptación de agua. Así mismo, se ha reportado que plantaciones con árboles exóticos en pastizales naturales, tales como la forestación con eucalipto en páramos (Sikka, Samra, Sharda, Samraj y Lakshmanan, 2003) o la conversión de los bosques nativos en plantaciones exóticas (Little, Lara, McPhee y Urrutia, 2009), tienen impactos severos en los rendimientos de agua con una fuerte reducción de los caudales y la escorrentía durante la época seca. Sin embargo, Scott y Prinsloo (2008) sugieren que los efectos a largo plazo de las plantaciones exóticas en el rendimiento hídrico no son necesariamente tan dañinos como se predijo a partir de estudios de corto plazo. Sus datos muestran que los impactos se pueden revertir cuando las plantaciones alcanzan la madurez. Varios autores sugieren que el impacto del cambio de la cubierta forestal depende en gran medida del estado inicial del ecosistema (Scott, Bruijnzeel y Mackensen, 2005; Chazdon, 2008; Hofstede, 2011).

Molina *et al.* (2008) realizaron un estudio sobre la erosión del suelo y la producción de sedimentos en una cuenca de los Andes en el centro-sur del Ecuador, entre 2300 y 3300 m s. n. m. Este trabajo confirma claramente el aumento exponencial de la producción de sedimentos con la reducción de la cobertura vegetal, explicando hasta el 57 % de la variación. La litología también afecta de manera significativa la producción de sedimentos, y explica un 23 % adicional de la variación observada. Estos resultados ponen de manifiesto el gran potencial de los programas de restauración y conservación de los bosques para el control de la producción de sedimentos en las cuencas de los Andes.

En general, los estudios muestran que un ligero aumento en la cobertura vegetal en suelos degradados puede tener un efecto importante sobre la producción y el transporte de sedimentos. En otro estudio, Molina, Vanacker, Balthazar, Mora y Govers (2012) muestran que la interacción que existe entre las actividades humanas (infraestructura, agricultura y cambios en el uso del suelo) y el medio ambiente están cambiando profundamente el funcionamiento hidrológico de los ecosistemas de los Andes (Podwojewski, Poulenard, Zambrana y Hofstede, 2002; Vanacker, Govers, Barros, Poesen y Dickers, 2003). En paisajes altamente transformados, los cambios adicionales en el uso del suelo tienen efectos negativos sobre los flujos de agua y sedimentos (Harden, 2006; Vanacker y Govers, 2007; Little *et al.*, 2009). Estos impactos son muy complejos, debido a que cambios en la vegetación afectan varios componentes del ciclo hidrológico, incluyendo la evapotranspiración, la infiltración y la escorrentía superficial (Costa, Botta y Cardille, 2003; Bruijnzeel, 2004).

En el caso de los páramos, existe información detallada de estudios experimentales a corto plazo sobre el impacto de las plantaciones forestales en la respuesta hidrológica. Buytaert *et al.* (2006, 2007) sugieren que la reforestación con *Pinus patula* reduce la producción de agua hasta en un 50 %. Farley, Kelly y Hofstede (2004) demostraron que la siembra de pinos en pastizales naturales sobre suelos volcánicos reduce significativamente la capacidad de retención de agua. Por otra parte, se sabe relativamente poco acerca del efecto de las plantaciones forestales cuando se han establecido en terrenos muy degradados (Wilk, Andersson y Plermkamon, 2001; Bruijnzeel, 2004).

2.2.2.2 Minería

De acuerdo con la fuente consultada (TM, 2014), hasta julio del 2012 en el área de estudio se han concedido 100 títulos mineros en un área total de 2900 ha (7 % del área total de estudio), de los cuales el 70 % corresponden a solicitudes relacionadas con la explotación de oro (tabla 7.3 y figura 7.5); adicionalmente, se encontraban en curso para la misma fecha otras 99 solicitudes, para un total de 66 819,1 ha (25 % del área de estudio). De las áreas protegidas, en la actualidad siete tienen títulos mineros concedidos y otras cuatro más tienen títulos mineros en proceso de solicitud.

El proceso de extracción de minerales se inicia mediante la eliminación de los árboles y la vegetación en el sitio de la mina y en las carreteras de acceso, lo que implica la destrucción directa de hábitats para la fauna y la flora. Las diferentes actividades de exploración, explotación y transporte de minerales tienen generalmente impactos negativos sobre la biodiversidad y los servicios ecosistémicos, siendo uno los principales problemas la afectación de los recursos hidrobiológicos.

El agua es una de las materias primas para la minería y su inadecuado manejo produce la contaminación de las fuentes hídricas superficiales y subterráneas. Generalmente, las áreas de lavado de los minerales están cerca de los cuerpos de agua que son impactados por deslizamientos, filtraciones y arrastres por el aumento del caudal en épocas de lluvias. Los sitios alterados por la minería por lo general pueden tardar muchos años y hasta décadas en recuperarse parcialmente. Algunos estudios muestran incluso que, bajo ciertas condiciones, la restauración o recuperación es inviable; grandes áreas quedan por completo desprovistas de cobertura vegetal, con el suelo alterado en su totalidad, con pozos de agua y con desechos tóxicos que dificultan o hacen imposible la recuperación del bosque nativo (Peterson y Heemskerk, 2001).

En el Oriente Antioqueño la minería tiene una tradición histórica reconocida (Correa, 2000, 2008), pero actualmente es una actividad económica marginal, representando apenas el 2 % del PIB (Cornare, 2013). No obstante, de acuerdo con los resultados del presente trabajo, la minería puede estar impactando de una manera desconocida la biodiversidad y es urgente conocer los alcances.

2.2.2.3 Cambio climático

Para el área de estudio y en general para los Andes tropicales se predicen importantes cambios a nivel climático, con un incremento en la temperatura y una alteración de los patrones de lluvia. El nivel de la velocidad del cambio climático en la región se proyecta que será mayor en el centro del área de estudio, en los municipios de Rionegro y Marinilla, lo que no representa gran riesgo para la biodiversidad de la zona, en tanto estos municipios son de los más deforestados y probablemente los que menos aportan a la riqueza biológica de la región. Sin embargo, esta deforestación es una amenaza en el contexto del cambio climático al limitar la dispersión de las especies de la región (figura 7.6).

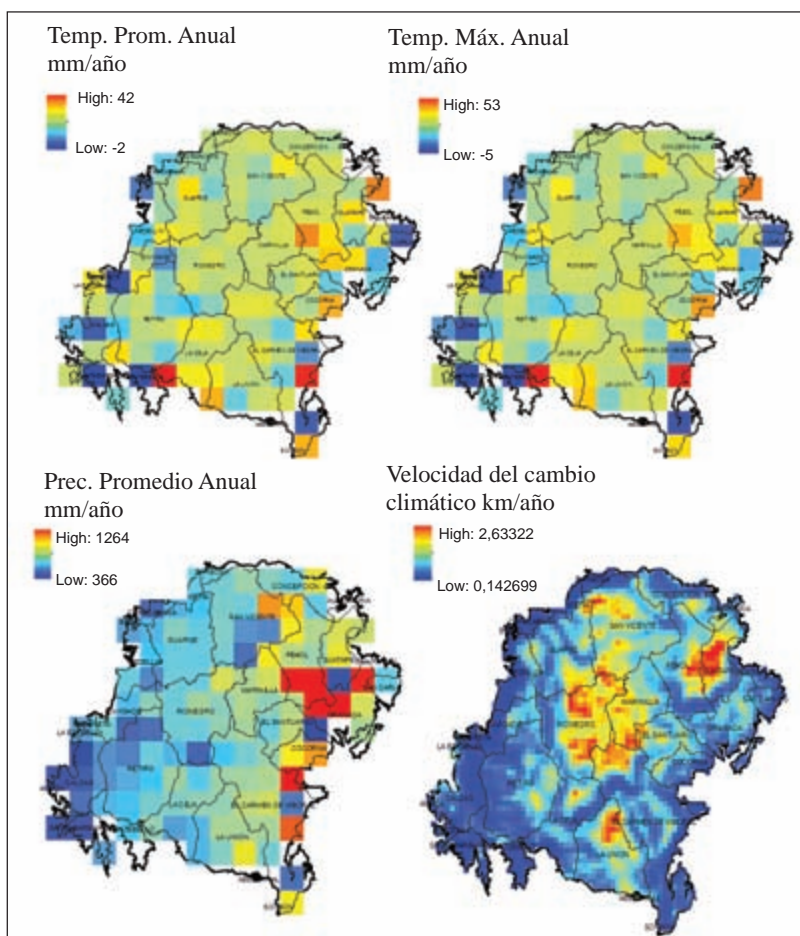


Figura 7.6. Cambio climático en la región de estudio para el periodo 2000-2050. Cada mapa indica el cambio predicho para la variable; la temperatura está en unidades de °C/10.

Debido a que la mayoría de las especies se adaptan a un rango específico de condiciones ambientales, existe la certeza de que muchas, particularmente las de distribución restringida en los Andes, se verán afectados por el cambio climático. Además del aumento en la temperatura media, los cambios en los patrones de precipitación y humedad en diversas escalas temporales y espaciales influyen fuertemente en la distribución y sobrevivencia de las especies. Los extremos climáticos y las condiciones climáticas cambiantes, como la duración e intensidad de la estación seca, son factores importantes para muchas especies. Para las plantas se ha reportado que las altas temperaturas, por encima de 30 °C, afectan drásticamente la capacidad de intercambio gaseoso y por lo tanto la fotosíntesis (Doughty y Goulden, 2008). En este sentido, los aumentos de temperatura en el área de estudio posiblemente afecten a muchas de las especies.

Un ejemplo de estas alteraciones podría ser la formación de niebla en los Andes tropicales, la cual está siendo alterada por el cambio climático, a menudo incrementado la altitud a la cual se forma, un factor crítico para las especies endémicas de áreas húmedas y los páramos en los Andes (Ruiz, Moreno, Gutiérrez y Zapata, 2008).

La elevación de la base de las nubes parece estar generando una migración altitudinal de las especies en los Andes (Feeley, Rehm y Machovina, 2012), lo que puede conllevar a extinciones masivas en áreas donde las alturas máximas son próximas. Este es el caso del Altiplano del Oriente Antioqueño, donde el páramo de Sonsón corresponde a la mayor altura reportada con aproximadamente 32 000 m s. n. m. Este fenómeno ha sido estudiado cuidadosamente y algunos estudios reportan que no es la primera vez que sucede en la historia de los ecosistemas Andinos (Bush, 2002). Ciertas especies también pueden verse afectadas indirectamente por el cambio climático y por la disminución en el número de días secos al año, lo que podría alterar la producción de hojarasca, y esto, a su vez, podría causar la reducción de las poblaciones de anfibios y reptiles, como se ha reportado en otras regiones tropicales como Costa Rica (Whitfield *et al.*, 2007).

En general, se predice que el cambio climático afectará en un futuro el acceso al agua potable, así como los programas de saneamiento, riego, agricultura, las operaciones mineras y la producción de energía hidroeléctrica en los Andes tropicales. Algunos de estos cambios se apreciarán directamente a través de la alteración de los patrones de lluvias o de sequía, lo cual podría tener consecuencias importantes en la producción de servicios ecosistémicos en la región del Oriente Antioqueño.

En cuanto a la producción, el embalse Peñol-Guatapé es uno de los más grandes del país y hace parte de una de las cadenas hidráulicas que más energía aporta a nivel nacional. El embalse almacena agua en los meses de invierno, para utilizarla durante los meses de verano y de este modo contribuir al suministro energético del

país durante todo el año. No obstante, históricamente el nivel del agua ha llegado en ocasiones a límites críticos, como como ha ocurrido a través de la historia en eventos como los de El Niño (1986-1987-1988, 1991-1992, 1997-1998). El no poder utilizar el agua almacenada de este embalse durante épocas secas puede llevar a situaciones de desatención de la demanda y a incrementar costos de la energía eléctrica. Las predicciones de los modelos de cambio climático permiten suponer que estos problemas serán más graves en el futuro.

2.2.3 *Implicaciones para la conservación de la biodiversidad y servicios ecosistémicos*

Sáenz y Mulligan (2013) encontraron que a pesar de que los bosques de niebla cubren solo el 4,4 % de las cuencas que abastecen los embalses tropicales, aproximadamente 927 000 km² reciben y filtran casi el 50 % de la lluvia que cae anualmente. En el desarrollo de su estudio también crearon el más detallado censo, georreferenciando aproximadamente 19 000 presas a través de las zonas tropicales, incluyendo muchas que son críticas para el abastecimiento de agua y el suministro de energía hidroeléctrica. A pesar de que hace décadas se reconoce la importancia de los bosques de niebla para el suministro constante de agua, el trabajo de Sáenz y Mulligan es el primero que cuantifica y muestra el papel vital que desempeñan en la infraestructura del agua y la energía en los países tropicales. La importancia hidrológica de los bosques de niebla exige que su gestión sea cuidadosa, en tanto fundamentales para el funcionamiento de las presas. Además de este, otros estudios muestran que el adecuado manejo y conservación de los bosques de niebla es clave para los servicios hidrológicos.

La deforestación, el cambio en el uso del suelo, el incremento en la temperatura tanto del aire como del suelo y los incendios forestales hacen que el vapor de agua que ingresa por el movimiento convectivo no encuentre las condiciones requeridas para la formación de la niebla; de tal forma, a medida que se incrementa la temperatura, la condensación ocurre a mayores altitudes. Otros cambios hidrológicos grandes pueden ser modulados por la degradación de los humedales de alta montaña (páramos), que determinan la calidad del agua y la estacionalidad de los caudales de las quebradas y los ríos.

En síntesis, las nuevas condiciones climáticas están generando que muchas especies andinas migren para satisfacer sus requerimientos ecológicos, por lo que el mantenimiento de hábitats conectados por corredores ecológicos en gradientes altitudinales puede ser una forma de garantizar la persistencia de muchas de estas especies. Sin embargo, debido a la deforestación y la fragmentación, existen muy pocos gradientes altitudinales con hábitats intactos entre las tierras bajas y las tierras altas en el Oriente Antioqueño. Áreas de conservación como el corredor de bosques de San Nicolás y el corredor que se puede formar tomando como base las áreas

protectoras de la red de embalses del Oriente Antioqueño pueden ser la clave para mitigar los impactos del cambio climático en muchas de las especies reportadas.

Un factor clave, que puede tener grandes implicaciones positivas para los planes de conservación de la biodiversidad, son los resultados de estudios recientes que muestran que la deforestación está relacionada cada vez más con el crecimiento de la población urbana y el comercio, en lugar de la pobreza rural. De acuerdo con el estudio de DeFries, Rudel, Uriarte y Hansen (2010), en las regiones tropicales el crecimiento de la población rural no estuvo asociado con la pérdida de bosques. Este factor sugiere que las medidas propuestas para reducir la deforestación serán ineficaces si no tienen en cuenta la demanda de materias primas producidas en suelos con vocación forestal y la expansión de las ciudades. Este resultado puede ser aplicado directamente a la subregión Valles de San Nicolás, donde gran parte de la deforestación reciente está asociada con la expansión urbana y con el crecimiento de la demanda de bienes y servicios de la ciudad de Medellín.

Como se mencionó al comienzo del artículo, estos resultados son un llamado de atención que pretende mostrar, por una parte, la importancia de la biodiversidad que albergan los ecosistemas del oriente cercano de Antioquia y, por la otra, la necesidad de avanzar en el conocimiento de los riesgos y las amenazas que aumentan exponencialmente a medida que avanzan los procesos de desarrollo económico en la región.

Referencias bibliográficas

- Aguirre, N., Palacio, J. y Ramírez, J. (2007). Características limnológicas del embalse el Peñol-Guatapé, Colombia. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*, 6(10), 53-66.
- Albert, L. (1989). Inventario florístico de un bosque muy húmedo montano bajo en el municipio de Caldas, Antioquia. *Actualidades Biológicas*, 18(65), 2-44.
- Álvarez, E. y Cogollo, Á. (2011). ¿Qué tanta biodiversidad se conserva en el sistema de áreas protegidas de Antioquia? *Eolo*, 11(16), 1-7.
- Anaya, J., Duque, R. y Valencia, G. (2008). Análisis de textura en imágenes de satélite en el ámbito de la biodiversidad y la estructura en un bosque de los Andes colombianos. *Gestión y Ambiente*, 11(3), 137-146.
- Barthlott, W., Hostert, A., Kier, G., Küper, W., KrefT, H., Mutke, J., Rafiqpoor, D. y Sommer, J. (2007). Geographic Patterns of Vascular Plant Diversity at Continental to Global Scales. *Erdkunde*, 61(4), 305-315.
- Bruijnzeel, L. (2004). Hydrological Functions of Tropical Forests: Not Seeing the Soils for the Trees? *Agriculture, Ecosystems y Environment*, 104, 185-228.
- Bush, M. (2002). Distributional Change and Conservation on the Andean Flank: A Palaeoecological Perspective. *Global Ecology and Biogeography*, 11(6), 463-473.

- Buytaert, W., Célleri, R., De Bièvre, B., Cisneros, F., Wyseure, G., Deckers, J. y Hofstede, R. (2006). Human Impact on the Hydrology of the Andean Páramos. *Earth-Science Reviews*, 79(1), 53-72.
- Buytaert, W., Iñiguez, V., De Bièvre, B. (2007). The Effects of Afforestation and Cultivation on Water Yield in the Andean Páramo. *Forest Ecology and Management*, 251(1-2), 22-30.
- Buytaert, W., Vuille, M., Dewulf, A., Urrutia, R., Karmalkar, A. y Célleri, R. (2010). Uncertainties in Climate Change Projections and Regional Downscaling in the Tropical Andes: Implications for Water Resources Management. *Hydrology and Earth System Sciences*, 14(7), 1247-1258.
- Castaño, G. y Patiño, J. (2007). Composición de la comunidad de aves en bosques fragmentados en la región de Santa Elena, Andes Centrales colombianos. *Boletín Científico. Centro de Museos. Museo de Historia Natural*, 11(1), 47-60
- Chazdon, R. (2008). Beyond Deforestation: Restoring Forests and Ecosystem Services on Degraded Lands. *Science*, 320(5882), 1458-1460.
- Colombia. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial de Colombia (Minambiente). Decreto 2372 de 2010. (1 de julio, 2010). Por el cual se reglamenta el Decreto-Ley 2811 de 1974, la Ley 99 de 1993, la Ley 165 de 1994 y el Decreto-Ley 216 de 2003, en relación con el Sistema Nacional de Áreas Protegidas, las categorías de manejo que lo conforman y se dictan otras disposiciones. Diario Oficial. Bogotá: 2010. 47 757. Recuperado de https://www.minambiente.gov.co/images/normativa/decretos/2010/dec_2372_2010.pdf
- Corantioquia. (2001). *Plan Maestro Parque Regional Arví*. Tomo 1. Medellín: Corporación Autónoma Regional del Centro de Antioquia (Corantioquia) y Unión Temporal Holo-Fundación Natura.
- Cornare. (1998). Decreto 016 de agosto 6 de 1998. Por el cual se adoptan los lineamientos y se trazan las directrices ambientales para efectos de la ordenación del territorio en la subregión de los valles de San Nicolás, integrada por los Municipios de El Carmen de Viboral, El Retiro, El Santuario, Guarne, La Ceja, La Unión, Marinilla, Rionegro, y San Vicente. ACUERDO DEL CONSEJO DIRECTIVO No. 016, 1998.
- Cornare. (2013). *Plan de gestión ambiental regional 2013-2032. Servicios ecosistémicos y adaptación al cambio climático, un pacto por la sostenibilidad del Oriente Antioqueño*. El Santuario (Colombia): Autor. Recuperado de <http://www.cornare.gov.co/PGAR/Documento-Borrador-PGAR-2013-2032.pdf>
- Correa, J. (2000). Minería y comercio: las raíces de la elite antioqueña (1775-1810). *Memoria y Sociedad*, 4(8), 65-87.
- . (2008). Minería y poblamiento en Antioquia, siglos XVII y XVIII. *Borradores de Administración*, 6, 1-25.
- Costa, M., Botta, A. y Cardille, J. (2003). Effects of Large-Scale Changes in Land Cover on the Discharge of the Tocantins Rivers, Southeastern Amazonia. *Journal of Hydrology*, 283, 206-217.

- Cuartas, C. y Muñoz, J. (2003a). *Marsupiales, cenoléstidos e insectívoros de Colombia*. Medellín: Editorial Universidad de Antioquia.
- . (2003b). Lista de los mamíferos (Mammalia: Theria) del departamento de Antioquia, Colombia. *Biota Colombiana*, 4(1), 65-78.
- David, H. y Álvarez, E. (2015). Representatividad a escala regional de un inventario florístico detallado de una hectárea en los Andes tropicales. *Colombia Forestal*, 18(2), 207-224.
- DeFries, R., Rudel, T., Uriarte, M. y Hansen, M. (2010). Deforestation Driven by Urban Population Growth and Agricultural Trade in the Twenty-First Century. *Nature Geoscience*, 3(3), 178-181.
- Delgado, C. (2007). Muerte de mamíferos por vehículos en la vía del escobero, Envigado (Antioquia), Colombia. *Actualidades Biológicas*, 29(87), 235-239.
- Doughty, C. y Goulden, M. (2008). Seasonal Patterns of Tropical Forest Leaf Area Index and CO₂ Exchange. *Journal of Geophysical Research*, 113(G1), G00B06.
- Duque, A., Álvarez, E., Rodríguez, W. y Lema, Á. (2013). Impacto de la fragmentación en la diversidad de plantas vasculares en bosques andinos del nororiente de Colombia. *Colombia Forestal*, 16(2), 115-137.
- Espinal, L. y Vásquez, G. (2011). Zonas de vida del departamento de Antioquia. En Á. Idárraga y M. Merello (Eds.), *Flora de Antioquia: catálogo de las plantas vasculares. 1: Introducción* (pp. 235-289). Medellín-Bogotá: Universidad de Antioquia, Missouri Botanical Garden, Departamento Administrativo de Planeación Gobernación de Antioquia y D'Vinni.
- Exbrayat, J., Timbe, E., Plesca, I., Kraft, P., Windhorst, D., Trachte, K., Buytaert, W. y Breuer, L. (2012). Characterising the Hydrological Response to Climate Change of a Remote Tropical Mountainous Catchment : A Multi-Model Approach. *Geophysical Research Abstracts*, 14, 8227.
- Farley, K., Kelly, E. y Hofstede, R. (2004). Soil Organic Carbon and Water Retention after Conversion of Grasslands to Pine Plantations in the Ecuadorian Andes. *Ecosystems*, 7(7), 729-739.
- Feeley, K., Rehm, E. y Machovina, B. (2012). The Responses of Tropical Forest Species to Global Climate Change: Acclimate, Adapt, Migrate, or go Extinct? *Frontiers of Biogeography*, 4(2), 69-84.
- Gardner, A. L. (Ed.). (2008). *Mammals of South America. 1: Marsupials, Xenarthrans, Shrews, and Bats*. Chicago-Londres: The University of Chicago Press.
- Gómez, A., Anaya, J. y Álvarez, E. (2005). Análisis de fragmentación de los ecosistemas boscosos en una región de la cordillera Central de los Andes colombianos. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*, 4(7), 13-27.
- González, L. H. (2011). Geografía de suelos del departamento de Antioquia. En Á. Idárraga y R. Callejas (Eds.), *Flora de Antioquia: catálogo de las plantas vasculares. 1: Introducción*

- (pp. 181-234). Medellín-Bogotá: Universidad de Antioquia, Missouri Botanical Garden, Departamento Administrativo de Planeación Gobernación de Antioquia y D'Vinni.
- González, S., Restrepo, Z., Ortiz, C., Botero, S. y Álvarez, E. (2014). *Antioquia un territorio para conservar*. Medellín: Jardín Botánico Joaquín Antonio Uribe de Medellín (JAUM) y Gobernación de Antioquia.
- Hammer, O., Harper, D. y Ryan, P. (2001). Past: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4(1), 1-9.
- Hansen, M., Potapov, P., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S., Tyukavina, A., Thau, D., Stehman, S., Goetz, S., Loveland, T., Kommareddy, A., Egorov, A., Chini, L., Justice, C. y Townshend, J. (2013). High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. *Science*, 342(6160), 850-853.
- Harden, C. P. (2006). Human Impacts on Headwater Fluvial Systems in the Northern and Central Andes. *Geomorphology*, 79(3-4), 249-263.
- Hijmans, R., Cameron, S., Parra, J., Jones, P. y Jarvis, A. (2005). Very High Resolution Interpolated Climate Surfaces for Global Land Areas. *International Journal of Climatology*, 25(15), 1965-1978.
- Hofstede, R. (2011). Un árbol no siempre es más agua: a propósito de las políticas de (re) forestación. *Propuestas Andinas*, 3(1). Recuperado de http://www.infoandina.org/sites/default/files/publication/files/un_arbol_no_siempre_es_mas_agua.pdf
- Holt, B., Lessard, J-P., Borregaard, M., Fritz, S., Araújo, M., Dimitrov, D., Fabre, P-H., Graham, C., Graves, G., Jonsson, K., Nogués, D., Wang, Z., Whittaker, R. Fjeldså, J. y Rahbek, C. (2013). An Update of Wallace's Zoogeographic Regions of the World. *Science*, 339(6115), 74-78.
- Idárraga, Á., Ortiz, R., Callejas, R. y Merello, M. (Eds.). (2011). Listado de las plantas vasculares del Departamento de Antioquia. En *Flora de Antioquia: catálogo de las plantas vasculares. II: Listado de las plantas vasculares del departamento de Antioquia* (pp. 127-939). Medellín-Bogotá: Universidad de Antioquia, Missouri Botanical Garden, Departamento Administrativo de Planeación Gobernación de Antioquia y D'Vinni.
- Jenkins, C., Pimm, S. y Joppa, L. (2013). Global Patterns of Terrestrial Vertebrate Diversity and Conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(28), E2602-E2610.
- Kreft, H. y Jetz, W. (2007). Global Patterns and Determinants of Vascular Plant Diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(14), 5925-5930.
- Larsen, T., Brehm, G., Navarrete, H., Franco, P., Gómez, H., Mena, J., Morales, V., Argollo, J., Blacutt, L. y Canhos, V. (2011). Range Shifts and Extinctions Driven by Climate Change in the Tropical Andes: Synthesis and Directions. En S. Herzog, R. Martínez, P. Jorgensen y H. Tiessen (Eds.), *Climate Change and Biodiversity in the Tropical Andes: An Assessment of the Status of Scientific Knowledge* (pp. 47-67). São Paulo-París: Inter-American Institute for Global Change Research (IAI) y Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE).

- Little, C., Lara, A., McPhee, J. y Urrutia, R. (2009). Revealing the Impact of Forest Exotic Plantations on Water Yield in Large Scale Watersheds in South-Central Chile. *Journal of Hydrology*, 374(1-2), 162-170.
- Loarie, S., Duffy, P., Hamilton, H., Asner, G., Field, C. y Ackerly, D. (2009). The Velocity of Climate Change. *Nature*, 462(7276), 1052-1055.
- Londoño, F. y Zapata, S. (2013). *Variabilidad espacial de los sedimentos en la cuenca del embalse La Fe* (Trabajo de grado no publicado). Escuela de Ingeniería de Antioquia. Envigado, Colombia. Recuperado de <http://repository.eia.edu.co/bitstream/11190/306/1/CIVI0417.pdf>
- Molina, A., Govers, G., Poesen, J., Van Hemelryck, H., De Bièvre, B. y Vanacker, V. (2008). Environmental Factors Controlling Spatial Variation in Sediment Yield in a Central Andean Mountain Area. *Geomorphology*, 98(3-4), 176-186.
- Molina, A., Vanacker, V., Balthazar, V., Mora, D. y Govers, G. (2012). Complex Land Cover Change, Water and Sediment Yield in a Degraded Andean Environment. *Journal of Hydrology*, 472-473, 25-35.
- Morales, A., Valencia, F., Acosta, A. y Parra, J. (2014). Birds of Antioquia: Georeferenced Database of Specimens from the Colección de Ciencias Naturales del Museo Universitario de la Universidad de Antioquia (MUA). *ZooKeys*, 410, 95-103.
- Morales, M. y Armenteras, D. (2013). Estado de conservación de los bosques de niebla de los Andes colombianos, un análisis multiescalar. *Boletín Científico. Centro de Museos. Museo de Historia Natural*, 17(1), 64-72.
- Morris, R. J. (2010). Anthropogenic Impacts on Tropical Forest Biodiversity: A Network Structure and Ecosystem Functioning Perspective. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 365(1558), 3709-3718.
- Myers, N., Mittermeier, R., Mittermeier, C., Fonseca, G. y Kent, J. (2000). Biodiversity Hotspots for Conservation Priorities. *Nature*, 403, 853-858.
- Navarro, J., Hincapié, S. y Silva, L. (2005). *Catálogo de los mamíferos del Oriente Antioqueño (estado y conservación)*. Medellín: Corporación Autónoma Regional de las Cuencas de los Ríos Negro y Nare (Cornare) y Universidad Católica de Oriente.
- Olson, D., Graham, D., Webster, A., Primm, S., Bookbinder, M., Ledec, G. y Dinerstein, E. (1995). *A Conservation Assessment of the Terrestrial Ecoregions of Latin America and the Caribbean*. Washington: The International Bank.
- Patton, J., Pardiñas, U. y D'Elía, G. (Eds.). (2015). *Mammals of South America. II: Rodents*. Chicago-Londres: The University of Chicago Press.
- Peterson, G. y Heemskerk, M. (2001). Deforestation and Forest Regeneration Following Small-Scale Gold Mining in the Amazon: The Case of Suriname. *Environmental Conservation*, 28(2): 117-126.

- Pimm, S., Jenkins, C., Abell, R., Brooks, T., Gittleman, J., Joppa, L., Raven, P., Roberts, C. y Sexton, J. (2014). The Biodiversity of Species and Their Rates of Extinction, Distribution, and Protection. *Science*, 344(6187), 1246752-1-1246752-10.
- Podwojewski, P., Poulenard, J., Zambrana, T. y Hofstede, R. (2002). Overgrazing Effects on Vegetation Cover and Volcanic ash Soil Properties in the Páramo of Llangahua and La Esperanza (Tungurahua, Ecuador). *Soil Use and Management*, 18(1), 45-55.
- Restrepo, Z., Botero, S., González, S., Ortiz, C., Trujillo, A., Gutiérrez, A. y Álvarez, E. (2015). *Guía de flora y fauna del Sistema Local de Áreas Protegidas de Envigado (SILAPE)*. Medellín: Laboratorio de Servicios Ecosistémicos y Cambio Climático (SECC), Jardín Botánico Joaquín Antonio Uribe de Medellín (JAUM) y Secretaría de Medio Ambiente y Desarrollo Agropecuario del municipio de Envigado.
- Ruiz, D., Moreno, H., Gutiérrez, M. y Zapata, P. (2008). Changing Climate and Endangered High Mountain Ecosystems in Colombia. *Science of the Total Environment*, 398(1-3), 122-132.
- Ruprecht, J. y Schofield, N. J. (1989). Analysis of Streamflow Generation Following Deforestation in Southwest Western Australia. *Journal of Hydrology*, 105(1-2), 1-17.
- Sáenz, L. y Mulligan, M. (2013). The Role of Cloud Affected Forests (CAFs) on Water Inputs to Dams. *Ecosystem Services*, 5, 69-77.
- Sánchez, F., Sánchez, P. y Cadena, A. (2004). Inventario de mamíferos en un bosque de los Andes Centrales de Colombia. *Caldasia*, 26(1), 291-309.
- Scott, D., Bruijnzeel, L. y Mackensen, J. (2005). The Hydrological and Soil Impacts of Forestation in the Tropics. En M. Bonell y L. Bruijnzeel (Eds.), *Forests, Water and People in the Humid Tropics* (pp. 622-651). Cambridge: Cambridge University Press y Unesco.
- Scott, D. y Prinsloo, F. (2008). Longer-term Effects of Pine and Eucalypt Plantations on Streamflow. *Water Resources Research*, 44(7), W00A08.
- Sikka, A., Samra, J., Sharda, V., Samraj, P. y Lakshmanan, V. (2003). Low Flow and High Flow Responses to Converting Natural Grassland into Bluegum (*Eucalyptus globulus*) in Nilgiris Watersheds of South India. *Journal of Hydrology*, 270(1-2), 12-26.
- Solari, S., Muñoz, Y., Rodríguez, J., Defler, T., Ramírez, H. y Trujillo, F. (2013). Riqueza, endemismo y conservación de los mamíferos de Colombia. *Mastozoología Neotropical*, 20(2), 301-365.
- Steege, H. (2010). Will Tropical Biodiversity Survive our Approach to Global Change? *Biotropica*, 42(5), 561-562.
- TM. (2014). Iniciativa Tierra Minada. Recuperado de <https://sites.google.com/site/tierraminada/>
- Toro, J. L. (2000). Árboles y arbustos del Parque Regional Arví. Medellín: Corporación Autónoma Regional del Centro de Antioquia (Corantioquia).
- Uribe, A., Albert, L. y Vallejo, J. (1987). Estudio ecológico y fenológico de un bosque pluvial en el municipio de Guatapé, Antioquia. *Actualidades Biológicas*, 16(62), 106-124.

- Vanacker, V. y Govers, G. (2007). Introduction to Land Use Change and Geomorphic, Soil and Water Processes in Tropical Mountain Areas. *Geomorphology*, 87(1-2), 1-3.
- Vanacker, V., Govers, G., Barros, S., Poesen, J. y Dickers, J. (2003). The Effect of Short-Term Socio-Economic and Demographic Changes on Landuse Dynamics and its Corresponding Geomorphic Response with Relation to Water Erosion in a Tropical Mountainous Catchment, Ecuador. *Landscape Ecology*, 18, 1-15.
- Vélez, G., Cuadros, T. y Fresneda, E. (1995). Relaciones entre algunas variables de la estructura del hábitat en rodales de *Pinus patula* y la diversidad de la avifauna en la cuenca de la quebrada Piedras Blancas, Oriente Antioqueño. *Crónica Forestal y del Medio Ambiente*, 10, 25-54.
- Vélez, G. y Fresneda, E. (1992). Diversidad florística, en las comunidades robleal y rastrojo alto, en la cuenca de la quebrada Piedras Blancas, Antioquia. *Revista Facultad Nacional de Agronomía*, 45(2), 3-25.
- Whitfield, S., Bell, K., Philippi, T., Sasa, M., Bolaños, F., Chaves, G., Savage, J. y Donnelly, M. (2007). Amphibian and Reptile Declines Over 35 Years at La Selva, Costa Rica. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(20), 8352-8356.
- Wilk, J., Andersson, L. y Plermkamon, V. (2001). Hydrological Impacts of Forest Conversion to Agriculture in a Large River Basin in Northeast Thailand. *Hydrological Processes*, 15(14), 2729-2748.
- Yepes, A., Duque, A., Navarrete, D., Phillips, J., Cabrera, E., Corrales, A., Álvarez, E., Galindo, G., García, M., Idárraga, Á. y Vargas, D. (2011). Estimación de las reservas y pérdidas de carbono por deforestación en los bosques del departamento de Antioquia, Colombia. *Actualidades Biológicas*, 33(95), 193-208.
- Young, B. E. (Ed.). (2007). *Endemic Species Distributions on the East Slope of the Andes in Peru and Bolivia*. Arlington (Virginia): NatureServe.

CORREDORES BIOLÓGICOS COMO ESTRATEGIA PARA LA RESTAURACIÓN DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN BOSQUES ANDINOS

Zorayda Restrepo Correa^{1,2}
Claudia Marcela Aristizabal Ciro²
Luis Fernando Uribe Ángel²
María Patricia Tobón Hincapié²
María Altagracia Berrío Ruiz²
Jürgen Blaser³

¹ Laboratorio de Servicios Ecosistémicos y Cambio Climático, Jardín Botánico Joaquín Antonio Uribe de Medellín

² Corporación Autónoma Regional de las Cuencas de los Ríos Negro y Nare

³ Helvetas Swiss Intercooperation, proyecto PD 240/03

Introducción

La pérdida y degradación generalizada que actualmente sufren los bosques nativos es considerada como un grave problema ambiental. Con la perturbación de un ecosistema se produce un cambio en la estructura, usualmente representada en una reducción del número de especies y en la complejidad del ecosistema; al mismo tiempo, se puede producir un impacto sobre la función, por ejemplo una reducción en la capacidad de ciclaje de nutrientes. Este nuevo ecosistema perturbado puede ser objeto de restauración ecológica, la cual promueve mediante el manejo de factores físicos, bióticos y sociales el apoyo y progreso de la sucesión ecológica natural, para restablecer total o parcialmente su estructura y función, garantizando su perdurabilidad en el tiempo y su fidelidad ecológica (Lamb y Gilmour, 2003; Salamanca y Camargo, 2000).

La problemática ambiental del mundo es el resultado de la explotación y el manejo inadecuado de los recursos naturales, en muchos casos debido al desconocimiento de los procesos ecológicos que ocurren en los ecosistemas. Ante tal crisis mundial, surge la necesidad de tomar medidas efectivas que eviten la desaparición de los ecosistemas y que promuevan su conservación, su recuperación parcial o total y su posible aprovechamiento y uso sostenible (Gilroy *et al.*, 2014).

La restauración del paisaje forestal es definida como un proceso que busca recuperar la integridad y funcionalidad ecológica, así como mejorar el bienestar humano. Esta definición ha sido adaptada a la situación específica de los Valles de San Nicolás, ya que considera la restauración de bosques primarios degradados, el manejo de bosques

secundarios y la rehabilitación de áreas degradadas de acuerdo con las directrices establecidas por la Organización Internacional de las Maderas Tropicales (OIMT) (2002). Y paisaje se define como una unidad de tierras contiguas, intermedio en tamaño entre una “ecorregión” y un “sitio”, con un conjunto específico de características ecológicas, culturales y socioeconómicas distinto a su colindante (Newton y Tejedor, 2011).

El paisaje forestal en la subregión Valles de San Nicolás ha sufrido grandes transformaciones a través del tiempo, lo cual se ve reflejado en un territorio conformado por islas y corredores de bosques de diversos tamaños, formas y composiciones de especies y por zonas dedicadas a la ganadería y la agricultura, principalmente (Cornare, OIMT, EMPA y Minambiente, 2004), pero que conservan todavía una gran diversidad biológica (Duque, Álvarez, Rodríguez y Lema, 2013).

Dadas estas condiciones, se planteó definir e implementar medidas de manejo que posibiliten restablecer cadenas ecológicas y promover el uso de estos ecosistemas de manera sostenible por las comunidades que allí habitan. Para ello fue necesario como primer paso identificar las áreas prioritarias a conservar y restaurar para luego definir estrategias de protección como un mecanismo que dé mayor viabilidad a la subsistencia de las especies que se encuentran en los fragmentos boscosos que aún existen (Laughlin, 2014). En el presente documento se resumen las bases conceptuales y técnicas requeridas para abordar procesos de restauración en los bosques andinos y subandinos de la subregión Valles de San Nicolás. Concretamente, se describe la metodología utilizada y se presentan las áreas priorizadas para implementar acciones de restauración y la selección de las especies más apropiadas, con base en el plan de manejo del proyecto “Modelo de financiación alternativo para el manejo sostenible de los bosques de San Nicolás” (Cornare *et al.*, 2008). Adicionalmente, se presenta una evaluación preliminar del éxito de la restauración a partir de inventarios realizados en tres predios incluidos dentro de las actividades de restauración, realizados mediante acuerdo de cooperación entre el Jardín Botánico Joaquín Antonio Uribe de Medellín (JAUM) y la asociación de campesinos del municipio de El Retiro.

A pesar de que la metodología está fundamentada en información obtenida localmente para los Valles de San Nicolás, tras un estudio de las potenciales de conservación, definidas como nodos y corredores (Cornare *et al.*, 2008), los lineamientos generales pueden ser replicados a otras áreas de los Andes, pues constituyen una muestra representativa del paisaje de la ecorregión.

3.1 Metodología

3.1.1 Área de estudio

El área correspondiente a la subregión Valles de San Nicolás está localizada entre los 5° 48' 51", 6° 24' 19" N y los 75° 07' 09", 75° 34' 03" E, en el departamento

de Antioquia, y pertenece en su totalidad a la jurisdicción de la Corporación Autónoma Regional de las Cuencas de los Ríos Negro y Nare (Cornare); comprende los municipios de Guarne, Rionegro, Marinilla, La Ceja, El Retiro, El Carmen de Viboral, El Santuario, San Vicente y La Unión. La subregión Valles de San Nicolás está conformada por un territorio de montañas, lomeríos y valles de la cordillera Central, constituye un paisaje fisiográficamente complejo, que va desde zonas planas en las terrazas y llanuras aluviales de los ríos de la subregión hasta zonas con pendientes superiores al 90 % (Cornare *et al.*, 2004).

3.1.2 Priorización de áreas a conservar y restaurar

Las áreas de importancia estratégica para la conservación, restauración y rehabilitación forestal en la subregión se denominaron nodos y corredores biológicos, donde se tuvo como criterio prioritario la necesidad de conectar los fragmentos boscosos. Un nodo es un área de manejo que contiene fragmentos de bosques primarios degradados y secundarios y otros usos del suelo que contribuyen a la conservación de la fauna y flora y a la provisión de servicios ambientales, y en él se concentran las actividades de restauración forestal (figura 8.1).

Los nodos y corredores se identificaron y delimitaron a partir de:

1. Un mapa de cobertura vegetal escala 1:100 000 levantados con base en una imagen de satélite Landsat del año 2000.
2. Un mapa con las áreas de aptitud forestal y de protección a escala 1:5 000, proporcionado por Cornare.
3. Un mapa de hidrología de la subregión en escala 1:25 000 a partir de fotografías aéreas de 1992.
4. Un mapa de las áreas estratégicas construidas a partir del mapa de zonificación ecológica en escala 1:10 000.

En total se delimitaron cinco nodos y un corredor (figura 8.1). Además, se retomó el corredor delimitado por Naranjo (2000), al cual se le realizó un proceso de edición que comprendió la inclusión y exclusión de áreas.

Este trabajo se realizó a partir de la utilización de herramientas de análisis multicriterio, donde se plantearon siete criterios con incidencia directa para la inclusión de determinada área en el proceso de conservación y restauración. Se asignó a cada uno de los criterios un valor numérico que varía de 1 a 5 según el caso, el número menor es el criterio que más importancia presenta para la priorización y a medida que aumenta el valor la importancia disminuye. Los criterios de inclusión fueron:

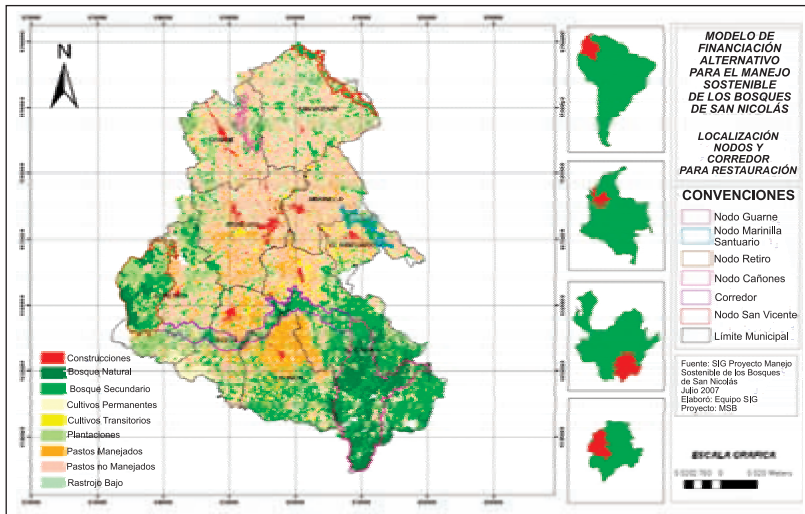


Figura 8.1. Área de influencia directa del proyecto. Fuente: Cornare et al. (2008).

- *Uso del suelo.* Este criterio se refiere a la cobertura del suelo en el momento del análisis. Se determinaron los pastos no manejados como la cobertura más importante y más susceptible al cambio y las zonas de cultivo como la cobertura menos viable para realizar cambios. En esta se incluyen además, en orden de importancia, rastrojos bajos, bosques secundarios y pastos manejados.
- *Distancia entre bosques.* Se refiere a la distancia que existe entre dos fragmentos boscosos de la misma o de diferente categoría. Teniendo en cuenta que el mapa de coberturas vegetales fue levantado a partir de la imagen de satélite Landsat, cuya resolución es 30 m, la escala de trabajo es 1:100 000, por lo tanto, se tomaron distancias desde < 500 m, para el valor más importante, hasta > 2000 m. En este se incluyeron cinco categorías con distancias cada 500 m.
- *Tamaño del predio.* Se refiere a la división de la tierra en los corredores propuestos. Se asignó un valor menor a los predios pequeños (< 1 ha) y un valor superior a los predios de mayor tamaño (> 10 ha), con cuatro categorías cada 5 ha.
- *Valor de la tierra.* Este criterio se refiere al costo de la tierra en un lugar: con mayor importancia para predios de costos entre 0 y 50 \$/m² y una menor para predios entre 600 y 3850 \$/m², se incluyen en este criterio cinco categorías.
- *Pendiente.* Este criterio se refiere al grado de inclinación del terreno con respecto a una línea horizontal y está dado en porcentaje. Con valores de

mayor importancia para pendientes mayores de 75 % y de menor para pendientes entre 0 y 25 %, se definieron cuatro categorías cada 25 %.

- *Infraestructura.* Se refiere a la malla vial y a las construcciones aledañas al área a restaurar. Su valoración está relacionada con la distancia de estas con respecto a los posibles bosques a conectar.
- *Presencia de fuentes de agua.* Este criterio se refiere a la presencia de nacimientos de agua en las áreas a restaurar. Está directamente relacionado con el uso del suelo y se cuantifica a través del número de nacimientos por predio. Más de un nacimiento = 1; nacimientos y rívera de quebrada = 2; un nacimiento = 3; área de rívera de quebradas = 4; sin nacimientos = 5.

3.1.3 Estrategias de restauración adoptadas

Las actividades de restauración se realizaron en predios privados donde se tienen actividades agrícolas y ganaderas, ya sea en mayor o menor escala, las cuales sirven como base para el sustento de las familias que allí habitan. Estas actividades están enfocadas a incorporar el componente forestal para la formación de paisajes forestales estables, desde el punto de vista de la productividad, la conservación, el manejo y el aprovechamiento de los recursos forestales, mediante la implementación de estrategias de restauración que conecten fragmentos boscosos y aumenten la composición y estructura del paisaje forestal en zonas de protección que han sido destinadas a otras actividades.

Aunque existe una multitud de posibilidades que pueden ser aplicadas en restauración forestal, para los Valles de San Nicolás se proponen siete estrategias, tal como se muestra en la tabla 8.1, debido principalmente a que tener una solución individual por sitio es sumamente difícil y generalmente muy costoso, aunque eso permitiría conseguir mejores resultados.

3.1.4 Selección de las especies

La selección de las especies partió de grupos funcionales de acuerdo con el tiempo de aparición o de ocurrencia a lo largo del proceso de sucesión y de la evaluación de criterios demográficos, ecológicos y reproductivos (Martínez, 1985; Swaine y Whitmore, 1988). En la sucesión vegetal la principal característica es el reemplazamiento de especies a través del tiempo, siendo las pioneras las primeras colonizadoras, que mediante estrategias de rápido crecimiento aportan sombra y, de este modo, permiten posteriormente el establecimiento de otras especies como las secundarias tardías, que tienen la capacidad de adaptarse a diferentes condiciones de luz y pueden ser heliófitas (Budowsky, 1965). Según Lamprecht (1990), las especies climácicas, caracterizadas fundamentalmente por su amplia tolerancia a la sombra,

Tabla 8.1. Estrategias de restauración propuestas para los Valles de San Nicolás

A	<p><i>Reforestación con especies forestales económicas nativas</i> De aplicación en rastrojos bajos, helechales y pastos no manejados. Se pretende crear una plantación forestal densa, mezclada en grupos con una amplia variedad de especies forestales promisorias.</p>
B	<p><i>Enriquecimiento con especies forestales económicas nativas</i> Alternativa con aplicación en bosques primarios degradados, bosques secundarios y rastrojos altos. Puede ser en grupos pequeños o individualmente, con especies adaptadas y plántulas fuertes. Necesita una buena preparación del dosel del rodal huésped.</p>
C	<p><i>Rehabilitación de áreas degradadas</i> Apta para áreas dedicadas a pastos sobreutilizados o que se encuentren cubiertos por helechales, en cañadas fuertemente degradadas y en áreas de nacimientos de agua. Se debe preparar el suelo y realizar siembra sistemática o plantación aleatoria de especies pioneras temporales. Este método se presta también para crear pequeñas islas de biodiversidad (<i>stepping stones</i>) en las áreas del corredor que son utilizadas enteramente para ganadería o agricultura intensa.</p>
D	<p><i>Enriquecimiento biológico con especies de recuperación o de valor ecológico</i> Propicia para bosques primarios degradados, bosques secundarios y rastrojos altos. La siembra individual o en grupos beneficia a pequeñas zonas de perturbación del dosel, recupera suelos o introduce valores ecológicos específicos, por ejemplo, flores para insectos y pájaros y frutos que atraen mamíferos. Se utilizan especies pioneras y especies forestales de valor particular; siendo de gran importancia la reintroducción de especies raras y extintas en los rodales forestales naturales.</p>
E	<p><i>Plantación de árboles individuales, creación de cercas vivas</i> Apto en aquellas zonas donde no se puede recrear un ambiente forestal entero, por ejemplo, en pastos (silvopastoril) o en cultivos (agroforestería). Se emplean especies de uso múltiple, incluyendo árboles frutales, y especies de valor económico y ecológico. En los casos de las cercas vivas, deben conectar las islas de biodiversidad o áreas boscosas fragmentadas.</p>
F	<p><i>Conservación (protección) activa</i> Propicio en bosques naturales primarios degradados, bosques secundarios y en rastrojos altos. Las actividades incluyen una buena descripción de la situación inicial del rodal y eventualmente un aislamiento de los bosques con alambre de púas para impedir que el ganado se coma los rebrotes.</p>

Fuente: Cornare et al. (2008).

son poco comunes, con bajo número de individuos por hectárea y con crecimiento lento (Ehrenfeld y Toth, 1997; Budowsky, 1965; Martínez, 1985; Chambers, Higuchi y Schimel, 1998).

A partir de estas definiciones se elaboró un listado de especies de estos grupos funcionales. Para ello se usaron inventarios forestales realizados en la región y se seleccionaron especies de acuerdo con su índice de valor de importancia (IVI), el grado de amenaza y las fuentes semilleras identificadas. Para la selección de especies con base en el IVI (sumatoria de la frecuencia, dominancia y abundancia de cada especie en los inventarios florísticos), se retomó el estudio de Tobón y Carvajal (2007), donde se analizó información primaria y secundaria obtenida de diferentes inventarios forestales realizados en la subregión, reuniendo un total de 24 469

individuos muestreados en 260 parcelas entre temporales y permanentes, ubicados en rangos altitudinales entre 2000 y 2900 m y en pendiente topográfica entre 0 % y mayor de 51 %.

Se tomaron todos los individuos muestreados, promediando los IVI por especie y contabilizando todos los individuos encontrados en el inventario para cada una. Se excluyeron aquellos especímenes no determinados hasta género y especie y aquellos con IVI inferior a 4,5 y abundancia menor de 0,5 % con respecto al total de la muestra (125 individuos muestreados). Dado que el valor de IVI representa las especies más abundantes y características de las diferentes coberturas, con estos valores se esperan identificar las más abundantes y las más diversas dentro del bosque (Budowsky, 1965; Martínez, 1985), lo cual es un importante criterio para la selección de especies en el proceso de restauración.

En las propuestas de restauración se tuvieron en cuenta las especies locales raras o con algún grado de amenaza con el objetivo de contribuir a su conservación. Para este aspecto se tomó en cuenta el estudio de Gómez y Rodríguez (2006), quienes realizaron una búsqueda de especies arbóreas con algún grado de vulnerabilidad en el área de estudio, explorando fragmentos y árboles aislados. Este trabajo se complementó con los listados del *Libro rojo de plantas fanerógamas de Colombia* (Calderón, Galeano y García, 2002), los inventarios de especies y prospecciones vegetales realizados en la región (Alzate y Sierra, 2000), los *Libros rojos* de especies amenazadas de la UICN y otras publicaciones realizadas por el Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAVH).

Una de las estrategias más importantes para la conservación fueron los estudios basados en la exploración y determinación de fuentes semilleras de especies nativas, las cuales constituyen la fuente de germoplasma para los programas de reforestación y restauración paisajística y ecológica. El sistema para seleccionar las especies a involucrar dentro del programa de fuentes semilleras fue propuesto y aplicado a través de un IVI elaborado por Alzate y Sierra (2000), el cual establece un valor de acuerdo con el estado de conservación + la importancia etnobotánica + las relaciones faunísticas.

Alzate y Sierra (2000) estudiaron veintitrés fragmentos, cinco de los cuales fueron seleccionados finalmente para realizar estudios de fenología para las especies de interés, de acuerdo con la metodología propuesta por Fournier (1974); adicionalmente, se elaboraron estudios de ecología de las semillas por medio de ensayos y protocolos de germinación (Willan, 1991; Alzate y Sierra, 2007).

3.1.5 Proceso de negociación y concertación de áreas

Con base en la identificación de áreas prioritarias para la conservación y con la ayuda de promotores locales, se seleccionaron las comunidades y los propietarios donde se

establecerían los ensayos de restauración y se evaluaron el interés o la voluntad de las personas en participar en la propuesta, la presencia de los bosques, su capacidad de gestión, entre otros. Para esto se identificaron el tipo de organización y los líderes comunitarios; igualmente, se contó con la participación de los entes ambientales municipales, que son los que mejor conocen a sus comunidades.

Una vez concretada la selección, se hizo un diagnóstico de la situación social, ambiental y económica de la comunidad por medio de la planificación conjunta predio a predio. Con cada propietario se evaluaron las potencialidades del predio en un contexto municipal y regional, así como los factores que limitan la conectividad de los fragmentos en cada corredor o nodo.

Se inició la etapa de planificación, de los sistemas de restauración y el proceso a seguir para llevar a cabo las actividades, teniendo siempre en cuenta los intereses de los propietarios; en todos los casos, se contó con el apoyo de los promotores forestales como los encargados para liderar la ejecución de las actividades. Para esta planificación se presentaron a las comunidades los resultados de las investigaciones en cuanto a las especies más idóneas, la selección de los sitios, las estrategias más adecuadas para sus predios, entre otros factores.

Finalmente, con el fin de adquirir las plántulas para las actividades de restauración, se realizó el establecimiento de tres viveros, estratégicamente ubicados para poder contar con la cantidad y composición de especies necesarias para la restauración. Esta estrategia es fundamental, ya que la mayoría de los viveros comerciales no cuentan con las especies más idóneas para la restauración. Adicionalmente, los viveros son un espacio fundamental para realizar procesos de capacitación.

3.1.6 Evaluación preliminar del éxito de la restauración

Entre diciembre del 2012 y marzo del 2013 se visitaron tres predios en el municipio de El Retiro. En cada uno de ellos se estableció una parcela de 20 x 20 m para evaluar el éxito de la restauración mediante un inventario florístico y cuantificar la recuperación de la diversidad de plantas (en una de las parcelas) y del *stock* de carbono (en las tres parcelas). Para la estimación de la biomasa se utilizaron las ecuaciones desarrolladas recientemente y la metodología propuesta por Álvarez *et al.* (2012) para la zona de vida montano húmedo montano bajo. Adicionalmente, se midió la biomasa de briofitos y la cantidad de agua almacenada en ellos mediante métodos reportados en la literatura (Frahm, 2002; Hölscher *et al.*, 2004). También se midieron la biomasa de los detritos gruesos y la humedad relativa del suelo dentro del área de restauración y en potreros aledaños.

3.2 Resultados y discusión

3.2.1 Descripción de las zonas prioritarias de conservación y restauración en San Nicolás

Muchos estudios resaltan la importancia de definir prioridades de conservación mediante la representatividad de los ecosistemas o biomas (Lawler *et al.*, 2006). En el caso de los ecosistemas que se encuentran en la subregión Valles de San Nicolás, como son los bosques naturales y la vegetación secundaria del orobioma alto de los Andes, se sabe que están bien representados en el Sistema Departamental de Áreas Protegidas (SIDAP), pero tienen altos niveles de amenaza por deforestación y fragmentación; por lo tanto, es importante implementar acciones de conservación dirigidas a mejorar la conectividad entre estos fragmentos.

Para San Nicolás se priorizaron áreas de restauración que contribuyen a mejorar la conectividad del paisaje. Esta priorización garantiza que las acciones de restauración activa, como la siembra de árboles, y pasiva, como el estímulo a la regeneración natural, produzcan los mayores beneficios (Mittermeier, Myers, Thomsen, Fonseca y Olivieri, 1998). Con base en los resultados obtenidos se identificaron diversos nodos y corredores:

- *Nodo Alto El Órgano, municipio de Guarne.* Incluye las veredas de El Colorado, El Palmar, Guapante, Juan XXIII, La Charanga, La Clara, La Mejía y Yolombal. El nodo parte del Alto del Águila en El Palmar, sigue por el Alto de Morrito, Alto del Roble, Alto La Mesa, Alto del Órgano y finaliza en el Alto Las Cruces localizado en la vereda El Colorado. Este nodo presenta un área aproximada de 1024 ha, está conformado por 349 predios, que pertenecen a 291 propietarios.
- *Nodo Cuchilla Santa Isabel – Los Cachos, municipio de San Vicente.* Conformado por las veredas de San José, Las Frías, Santa Isabel, El Canelo, Montegrande, La Magdalena y Corrientes, comprende 332 predios, 274 propietarios y cuenta con un área aproximada de 1337 ha.
- *Nodo Cuchilla de los Cedros, municipios de El Santuario y Marinilla.* Inicia su recorrido en el municipio de Marinilla, atravesando las veredas de Montañita, Santa Cruz, La Milagrosa, La Inmaculada y Yarumo, para ingresar al municipio de El Santuario, pasando por las veredas de Pavas, Pantanillo, Bodegas, La Aurora, El Salto, Buenavista, Portezuelo, Alto del Palmar, Palmarcito y El Socorro. Comprende 452 predios, 401 propietarios y tiene un área aproximada de 1067 ha.
- *Nodo Cañones, municipio de El Carmen de Viboral.* Incluye las veredas La Honda, Santa Rita, El Roblal, La Cascada, La Represa, La Enzimada,

Palizada, Cocorná, La Linda, Juntas, Quebradona, San José, El Brasil, La Confusa, Cúcuta, Belén Cocorná, Chaberras y San Lorenzo. Comprende 412 predios, pertenecientes a 355 propietarios, y tiene un área aproximada de 14 119 ha.

- *Nodo municipio de El Retiro.* Conformado por las veredas La Honda, La Hondita, Puente Peláez, La Miel, El Carmen, Normandía, Los Salados, Carrizales, Santa Elena y Las Palmas, comprende 435 predios y 306 propietarios y tiene un área aproximada de 7906 ha.
- *Corredor.* Zona compuesta por algunas veredas del municipio de El Retiro: La Amapola, La Luz, Nazareth, Pantanillo, Pantalio y Puente Peláez. Del municipio de La Ceja: El Tambo, La Playa, Llanadas, Lomitas, San Gerardo, San José y Guamito. Del municipio de La Unión: Chuscalito, Pantalio, La Almería, La Madera, El Cardal y San Juan. Del municipio de El Carmen de Viboral: Chaberras, Vallejuelito, La Madera, La Florida, San Lorenzo, Boquerón, La Chapa, Campo Alegre, El Cerro, La Milagrosa y La Sonadora. Cuenta con un área aproximada de 6426 ha. Con este corredor se busca lograr la conectividad biológica entre los nodos de El Retiro y El Carmen de Viboral, el ancho máximo del corredor es de 3,2 km y el mínimo 0,7 km, siendo el promedio 2 km y la longitud aproximadamente de 32 km, está conformado por 974 predios, que pertenecen a 769 propietarios.

3.2.2 *Definición de sitios para la restauración*

El área total del corredor y los nodos en la región es de 31 226 ha, que representan el 17,88 % de todo Valles de San Nicolás (174 607 ha); lo cual coincide con la meta propuesta en el Convenio sobre Diversidad Biológica (CDB) de conservar una muestra representativa de la biodiversidad biológica del mundo de al menos el 17 % de cada una de las regiones ecológicas (Lawler *et al.*, 2006). Sin embargo, los nodos y corredores no son áreas continuas de bosques, pues cerca del 9,46 % se encuentra en otro tipo de uso, como pastos no manejados, pastos manejados y cultivos transitorios, por lo que se hace necesario llevar a cabo acciones que permitan generar la conectividad entre fragmentos boscosos a través de la restauración.

En total se identificaron 2991 ha, distribuidas en 2396 propietarios, que se deben concertar para poder consolidar los nodos y corredores como núcleos que permitan el flujo entre fragmentos, mediante diferentes estrategias como: el manejo de bosques conservados, el enriquecimiento de rastrojos, la rehabilitación de áreas degradadas por cambio de uso en pastos, los retiros de quebradas y nacimientos a fuentes de agua. Se utilizó la evaluación multicriterio para especializar las estrategias de restauración en cada uno de los nodos y corredores con el fin de conocer en cada predio el tipo de intervención que se debería hacer (conservar, enriquecer, rehabilitar o restaurar).

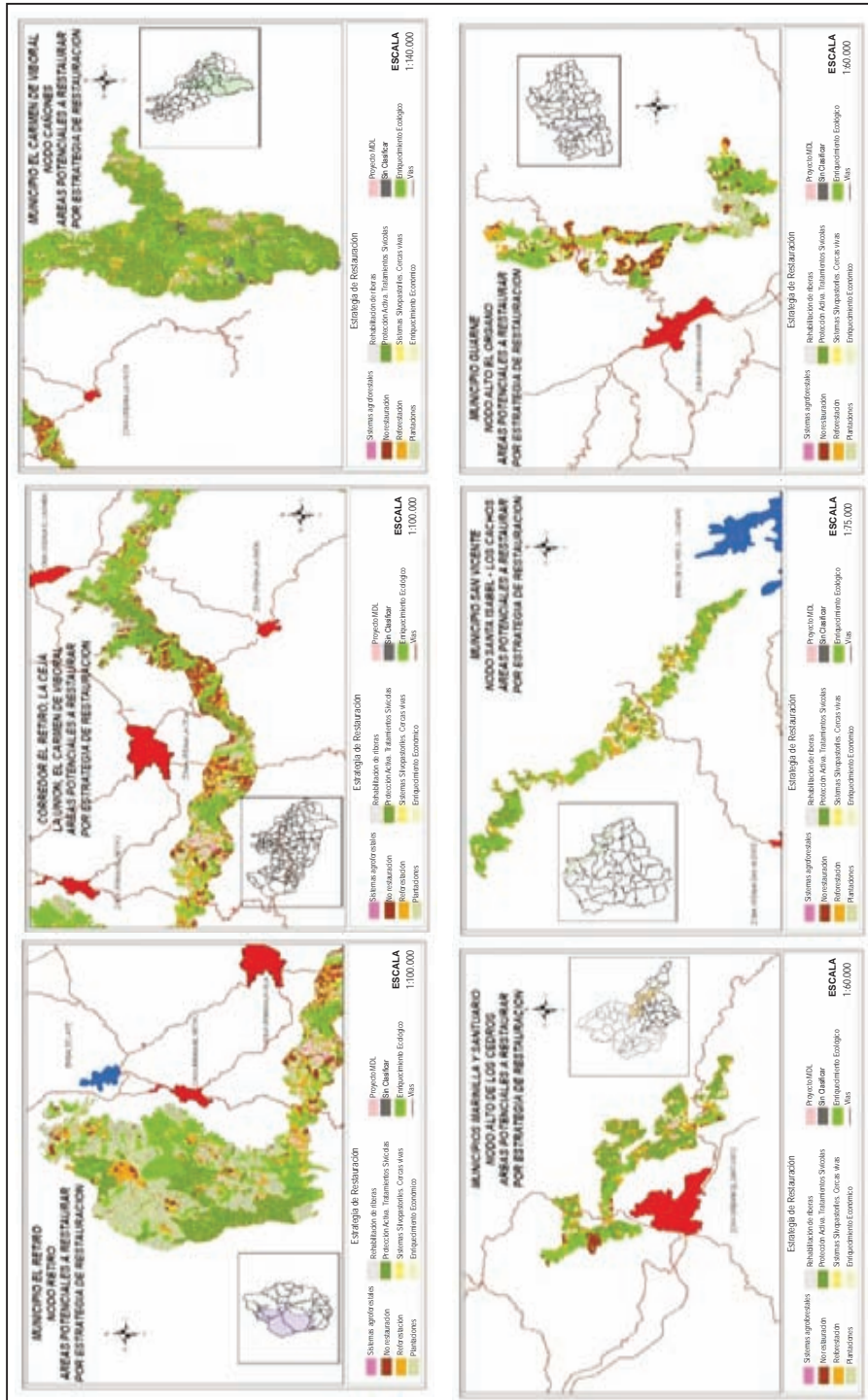


Figura 8.2. Estrategias potenciales de restauración a aplicar en nodos y corredores de los Valles de San Nicolás. Fuente: Comare et al. (2008).

En general, se observa que del total del área, para hacer restauración en el 91,5 % (2737 ha) es necesario realizar actividades de siembra o manejo de la sucesión, por presentar cobertura de pastos no manejados en áreas de retiros a fuentes hídricas (nacimientos y quebradas). El resto del área se encuentra en zonas de cultivos o de pastos manejados donde la restauración activa es más complicada, por lo que se considera más apropiado consolidar sistemas agroforestales, silvopastoriles o cercas vivas. Así mismo, se evidenció un gran porcentaje de los nodos y corredores en rastrojos con diferentes estadios sucesionales, donde se propuso realizar enriquecimiento con especies de importancia forestal o especies amenazadas (figura 8.2 y tabla 8.2).

Tabla 8.2. Área potencial de restauración dentro de los nodos y el corredor en San Nicolás

Estrategia de restauración	Área en hectáreas (ha)					
	Nodos					Corredor El Retiro – El Carmen de Viboral
	San Vicente	Guarne	Marinilla – El Santuario	El Carmen de Viboral	El Retiro	
Enriquecimiento ecológico	353,49	305,57	171,13	2844,59	1539,28	1619,7
Enriquecimiento económico	251,36	91,75	122,72	514,39	115,06	378,64
No restauración, uso adecuado	32,98	212,38	31,19	64,5	198,9	1071,63
Infraestructura	8,14	16,93	44,79	121,66	61,84	175,9
Plantaciones		166,44	0,96	0,47	3317,22	538,1
Protección activa	486,11	140,42	513,7	8046,38	2093,53	1334,48
Protección activa o tratamientos silvícolas	0,12	0,03	0,01	0,04	0,18	0,23
Reforestación o rehabilitación de nacimientos de agua	204,4	114,77	164,51	848,29	456,6	723,61
Sistemas silvopastoriles, cercas vivas	0	0,56	2,07	0	21,71	126,95
Sistemas agroforestales	7,58	9,73	1,22	27,15	8,69	48,91
Rehabilitación de riberas	17,16	5,95	16,16	94,58	28,06	63,24
Total	1396,42	1080,89	1107,69	13 189,92	7975,28	6459,51

3.2.3 Especies seleccionadas

En total se identificaron 63 especies con alto potencial para ser usadas en la restauración. De acuerdo con la disponibilidad de fuentes semilleras, fueron seleccionadas 6 especies, de estas 5 fueron catalogadas como especies climácicas

y 1 como pionera. Se seleccionaron 31 especies de acuerdo con el IVI, de las cuales 4 son climácicas, 17 secundarias y 9 pioneras. Finalmente y con base en el criterio de grado de amenaza, fueron seleccionadas 21 especies, 17 de estas climácicas y 4 secundarias. Como complemento al listado de especies se incluyeron 5 adicionales, que fueron identificadas como importantes para las áreas de nacimientos y riberas de quebradas (tabla 8.3).

Tabla 8.3. Especies adoptadas para la restauración de los bosques de San Nicolás

Especie	Nombre vulgar	Grupo ecológico
1. Especies importantes por IVI		
<i>Billia rosea</i>	Cariseco	Climácica
<i>Hyeronima antioquiensis</i>	Candelo	Climácica
<i>Quercus humboldtii</i>	Roble	Climácica
<i>Weinmannia balbisiana</i>	Encenillo	Climácica
<i>Palicourea garciae</i>	Aguadulce	Secundaria
<i>Alchornea verticillata</i> nov.	Escobo	Secundaria
<i>Clethra fagifolia</i>	Cargagua	Secundaria
<i>Clusia alata</i>	Chagualo	Secundaria
<i>Clusia decussata</i>	Chagualo	Secundaria
<i>Clusia ducu</i>	Chagualito	Secundaria
<i>Clusia multiflora</i>	Chagualo	Secundaria
<i>Cyathea arborea</i>	Sarro	Secundaria
<i>Cyathea caracasana</i>	Sarro	Secundaria
<i>Escallonia paniculata</i>	Chilco colorado	Secundaria
<i>Hedyosmum bonplandianum</i>	Silba silba	Secundaria
<i>Ilex caliana</i>	Cardenillo	Secundaria
<i>Ilex danielis</i>	Cardenillo	Secundaria
<i>Ladenbergia macrocarpa</i>	Azuceno blanco	Secundaria
<i>Myrcia popayanensis</i>	Arrayán	Secundaria
<i>Palicourea angustifolia</i>	Aguadulce	Secundaria
<i>Tibouchina lepidota</i>	Sietecueros	Secundaria
<i>Bejaria aestuans</i>	Pegamosco	Pionera
<i>Faramea flavicans</i>		Pionera
<i>Miconia jahnii</i>	Nigüito	Pionera
<i>Miconia lehmannii</i>	Nigüito	Pionera
<i>Myrsine coriacea</i>	Espadero	Pionera
<i>Piper cabellense</i>	Cordoncillo	Pionera
<i>Viburnum anabaptista</i>	Sauce de monte	Pionera
<i>Viburnum pichinchense</i>	Pitá	Pionera
<i>Vismia baccifera</i>	Carate	Pionera
2. Especies por su grado de amenaza		
<i>Chamaedorea pinnatifrons</i>	Palmicho	Climácica
<i>Spirotheca rhodostyla</i>	Palosanto	Climácica
<i>Couepia platycalyx</i>	Culefiero	Climácica

<i>Licania cabrerae</i>	Marfil	Climácica
<i>Hyeronima antioquiensis</i>	Candelo	Climácica
<i>Dussia macropophyllata</i>	Ubre de vaca	Climácica
<i>Alfaroa colombiana</i>		Climácica
<i>Aniba perutilis</i>	Comino	Climácica
<i>Persea ferruginea</i>	Aguacatillo	Climácica
<i>Eschweilera antioquiensis</i>	Olla de mono	Climácica
<i>Eschweilera panamensis</i>	Olla de mono	Climácica
<i>Magnolia espinalii</i>	Alma negra	Climácica
<i>Blakea princeps</i>	Amarrabollo rea	Climácica
<i>Podocarpus oleifolius</i>	Pino colombiano	Climácica
<i>Panopsis yolombo</i>	Yolombo	Climácica
<i>Cinchona pubescens</i>	Quina	Climácica
<i>Godoya antioquiensis</i>	Caunce	Climácica
<i>Inga archeri</i>	Guamo	Secundaria
<i>Alchornea glandulosa</i>	Escobo	Secundaria
<i>Gaiadendron punctatum</i>		Secundaria
<i>Posoqueria coriacea</i>	Azuceno	Secundaria
3. Especies fuentes semilleras		
<i>Brunellia sibundoya</i>	Cedrillo	Climácica
<i>Nectandra acutifolia</i>	Laurel amarillo	Climácica
<i>Cecropia angustifolia</i>	Yarumo negro	Climácica
<i>Cecropia telenitida</i>	Yarumo blanco	Climácica
<i>Ficus cuatrecasana</i>	Hígueron	Climácica
<i>Heliocarpus popayanensis</i>	Pestaña de mula	Pionera
4. Otras especies recomendadas		
<i>Citharexylum subflavescens</i>	Quimula	Climácica
<i>Montanoa quadrangularis</i>	Arboloco	Pionera
<i>Gunnera brephogea</i>	Hoja pantano	Pionera
<i>Verbesina arborea</i>	Camargo	Pionera
<i>Xanthosoma sagittifolium</i>	Rascadera	Pionera
<i>Solanum sycophanta</i>	Tachuelo	Pionera

3.2.4 Evaluación del éxito de la restauración

La recuperación de estas áreas usadas previamente como pasturas y suelos con pastos no manejados para ganadería extensiva es baja. La sucesión está dominada principalmente por helecho marranero (*Pteridium aquilinum*) o helecho gallinero (*Gleichenia rubiginosa*) y algunos albores aislados como sietecueros (*Tibouchina lepidota*), carate (*Vismia baccifera*), encenillo (*Weinmannia pubescens*), chagualo (*Clusia multiflora*), chiriguaco (*Clethra fagifolia*), carnefiambre (*Roupala montana*), arrayán (*Myrcia popayanensis*), zurrumbo (*Trema micrantha*) y espadero (*Myrsine coriacea*), entre otras.

En estas coberturas se realizó siembra de 50 especies nativas, con una alta densidad de siembra, 1600 individuos por hectárea, teniendo un 43,75 % de las especies pioneras, un 31,25 % de secundarias y un 25 % de climácicas; se incluyeron especies amenazadas y se priorizaron las pioneras y secundarias, como se da naturalmente en la regeneración. Como un factor clave para el crecimiento de las especies, se sembraron individuos superiores a los 50 cm de altura, producidos en bolsas de 25 cm de diámetro y 40 m de altura, las cuales permiten el desarrollo de un buen sistema radicular, lo que a su vez posibilita tener material adecuado para la competencia con arvenses e invasoras como *Pteridium aquilinum*, lo cual disminuye las actividades de mantenimiento.

Los resultados obtenidos a partir de la metodología descrita anteriormente muestran un evidente éxito en el proceso de restauración. Luego de seis años se encontró una biomasa promedio de briófitos de 2100 kg/ha que pueden almacenar 1980 l/ha; la necromasa en el suelo fue de 6 t/ha, que retienen cerca de 500 l/ha y mantienen una humedad relativa del suelo en el punto de saturación, el doble de lo encontrado en los potreros aledaños. Los árboles acumularon carbono a una tasa de 7,1 t/ha/año, con un total de 42 t/ha. En una parcela de 20 x 20 m se encontraron, adicionales a las especies de árboles sembrados, otras 50 especies representadas principalmente por hierbas, lianas y juveniles de árboles. Estos resultados resaltan la importancia de sembrar especies nativas e incorporar en los sistemas la diversidad representada en una selección de gran variedad de especies de diferentes grupos funcionales, representando cobeneficios para la regeneración de los bosques naturales degradados. Los datos de recuperación de la biomasa son comparables con los reportados por Gilroy *et al.* (2014) en zonas de regeneración natural de los Andes colombianos, donde después de treinta años se acumuló carbono a una tasa de 4,9 tC/ha⁻¹/año⁻¹.

La identificación de prioridades de conservación y restauración para los Valles de San Nicolás es una herramienta de manejo y de planificación que permitiría obtener áreas de importancia a nivel regional e incluso a escala municipal y predial, puesto que permite conocer la línea base en programas de incentivos a la conservación y los factores de ganancia en el tiempo, planteados en incrementos de carbono o cobeneficios como diversidad, agua y apropiación social, necesarios en todo programa de pago por servicios ambientales.

Las técnicas de análisis multicriterio para priorizar áreas son particularmente idóneas, dada su capacidad para combinar múltiples criterios de decisión, incorporar los valores de las diferentes partes interesadas y tratar información espacialmente explícita. Sin embargo, estos modelos necesitan ser corroborados en campo, factor que fue controlado durante el proceso y permitió obtener resultados de gran detalle para la región. Los resultados aquí presentados resaltan el valor de utilizar múltiples herramientas, desde la informática y el trabajo social hasta los análisis de variables

biológicas, para explorar el potencial de conservación y restauración de los paisajes forestales, permitiendo obtener resultados exitosos en el tiempo.

Referencias bibliográficas

- Álvarez, E., Duque, A., Saldarriaga, J., Cabrera, K., Salas, G., Valle, I., Lema, Á., Moreno, F., Orrego, S. y Rodríguez, L. (2012). Tree Above-Ground Biomass Allometries for Carbon Stocks Estimation in the Natural Forests of Colombia. *Forest Ecology and Management*, 267, 297-308.
- Alzate, F. y Sierra, J. (2000). Metodología para la selección de especies en un programa de prospección de fuentes semilleras. *Revista Universidad Católica de Oriente*, 9(13), 89-97.
- . (2007). *Establecimiento de fuentes semilleras en bosques montano bajos de los municipios de La Ceja, El Carmen de Viboral y El Retiro*. Informe técnico final del proyecto de manejo sostenible de bosques (MSB). Presentado a la Corporación Autónoma Regional de las Cuencas de los Ríos Negro y Nare (Cornare) y la Organización Internacional de las Maderas Tropicales (OIMT). Grupo de Estudios Florísticos, Universidad Católica de Oriente. Rionegro, Colombia.
- Budowsky, G. (1965). Forest Species in Successional Process. *Turrialba*, 15(1), 40-42.
- Calderón, E., Galeano, G. y García, N. (Eds.). (2002). *Libro rojo de plantas fanerógamas de Colombia. 1: Chrysobalanaceae, Dichapetalaceae y Lecythidaceae*. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAVH), Instituto de Ciencias Naturales de la Universidad Nacional de Colombia y Ministerio del Medio Ambiente.
- Chambers, J., Higuchi, N. y Schimel, J. (1998). Ancient trees in Amazonia. *Nature*, 391, 135-136.
- Cornare, OIMT, EMPA y Minambiente. (2004). *Plan de manejo para áreas de restauración ecológica concertada en el Valle de San Nicolás*. Proyecto “Modelo de financiación alternativo para el manejo sostenible de los bosques de San Nicolás. Fase II, áreas no Kioto de restauración”. Rionegro (Colombia): Autores.
- . (2008). *Plan de manejo sostenible y participativo de los bosques en San Nicolás*. Proyecto “Modelo de financiación alternativo para el manejo sostenible de los bosques de San Nicolás” (PD 54/99, Rev. 2 (F)). Rionegro (Colombia): Autores.
- Duque, A., Álvarez, E., Rodríguez, W. y Lema, Á. (2013). Impacto de la fragmentación en la diversidad de plantas vasculares en bosques andinos del nororiente de Colombia. *Colombia Forestal*, 16(2), 115-137.
- Ehrenfeld, G. y Toth, L. (1997). Restoration Ecology and the Ecosystem Perspective. *Restoration Ecology*, 5(4), 307-317.ç
- Frahm, J. P. (2002). Ecology of bryophytes along altitudinal and latitudinal gradients in Chile. Studies in austral temperate rain forest bryophytes 16. *Tropical Bryology* 21, 67-79.

- Fournier, L. (1974). Un método cuantitativo para la medición de características fenológicas en árboles. *Turrialba*, 24(4), 422-423.
- Gilroy, J., Woodcock, P., Edwards, F., Wheeler, C., Baptiste, B., Medina, C., Haugaasen, T. y Edwards, D. (2014). Cheap Carbon and Biodiversity Co-Benefits from Forest Regeneration in a Hotspot of Endemism. *Nature Climate Change*, 4(6), 503-507.
- Gómez, M. y Rodríguez, S. (2006). *Diagnóstico del estado poblacional e inventario de algunas especies vegetales en peligro de extinción en el altiplano del Oriente Antioqueño y determinación de protocolos de propagación* (Trabajo de grado no publicado). Universidad Católica de Oriente. Rionegro, Colombia.
- Hölscher, D., Köhler, L y van Dijk, I. (2004). The importance of epiphytes to total rainfall interception by a tropical montane rain forest in Costa Rica. *J Hydrol* 292, 308–322
- Lamb, D. y Gilmour, D. (2003). *Rehabilitation and Restoration of Degraded Forest*. Gland-Cambridge: International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN) y World Wildlife Fund (WWF).
- Lamprecht, H. (1990). *Silvicultura en los trópicos: los ecosistemas forestales en los bosques tropicales y sus especies arbóreas. Posibilidades y métodos para un aprovechamiento sostenido*. Rossdorf (Alemania): Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ).
- Laughlin, D. C. (2014). Applying Trait-Based Models to Achieve Functional Targets for Theory-Driven Ecological Restoration. *Ecology Letters*, 17(7), 771-784.
- Lawler, J., Aukema, J., Grant, J., Halpern, B., Kareiva, P., Nelson, C., Ohlth, K., Olden, J., Schlaepfer, M., Silliman, B. y Zaradic, P. (2006). Conservation Science: A 20-Year Report Card. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 4(9), 473-480.
- Martínez, M. (1985). Claros, ciclos vitales de los árboles tropicales y regeneración natural de las selvas altas perennifolias. En A. Gómez y S. Del Amo (Eds.), *Investigaciones sobre la regeneración de selvas altas en Veracruz, México, vol. 2* (pp. 191-240). Xalapa (México): Alhambra Mexicana.
- Mittermeier, R., Myers, N., Thomsen, J., Fonseca, G. y Olivieri, S. (1998). Biodiversity hotspots and major tropical wilderness areas: approaches to setting conservation priorities. *Conservation Biology*, 12(3), 516-520.
- Naranjo, G. (2000). *Uso de indicadores de calidad biótica a nivel de paisaje para la caracterización y selección de ruta de proyectos de transmisión de energía* (Tesis de maestría no publicada). Universidad Nacional de Colombia. Medellín, Colombia.
- Newton, A. y Tejedor, N. (Eds.). (2011). *Principios y práctica de la restauración del paisaje forestal. Estudios de caso en las zonas secas de América Latina*. Gland-Madrid: Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN) y Fundación Internacional para la Restauración de Ecosistemas.
- OIMT. (2002). *Directrices de la OIMT para la restauración, ordenación y rehabilitación de bosques tropicales secundarios y degradados*. Yokohama (Japón): Autor.

- Salamanca, B. y Camargo, G. (2000). *Protocolo distrital de restauración ecológica: guía para la restauración de ecosistemas nativos en las áreas rurales de Santa Fe de Bogotá*. Bogotá: Departamento Técnico Administrativo del Medio Ambiente (DAMA), Alcaldía Mayor.
- Swaine, M. y Whitmore, T. (1988). On the Definition of Ecological Species Groups in Tropical Rain Forests. *Vegetatio*, 75(1), 81-86.
- Tobón, J. y Carvajal, C. (2007). *Modelos de restauración ecológica en fragmentos boscosos para el manejo de ecosistemas degradados en el Valle de San Nicolás* (Trabajo de grado no publicado). Universidad Católica de Oriente. Rionegro, Colombia.
- Willan, R. L. (Comp.). (1991). *Guía para la manipulación de semillas forestales, con especial referencia de los trópicos*. Roma: Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO).

Paula Vera Ramírez¹
Mario Alberto Quijano Abril¹
Diego Esaú Cardona Ramirez¹
María Isabel Domínguez Rave¹
Nelson Agustín Vaca Martínez²
Luz Marina Gómez Arias²
Wilson Hernán Suárez²

¹ Grupo de Estudios Florísticos, Herbario Universidad Católica de Oriente

² Fundación Tecnológica Rural CoreDi

Introducción

La destrucción de los bosques tropicales ha traído consigo la disminución de la diversidad biológica y la pérdida de los conocimientos ancestrales de los pueblos asentados en dichas zonas (Ramírez, 2007). Con la necesidad de controlar la desaparición de los recursos naturales, sobre todo en los bosques tropicales, el trabajo de muchos investigadores y etnobotánicos se ha centrado en catalogar el conocimiento tradicional de las plantas, en vista de que estos bosques, por su gran biodiversidad, son los ecosistemas con mayor potencial de productos forestales no maderables (en adelante PFNM) y de servicios ecosistémicos (Cogollo y García, 2012).

Los PFNM y la utilización de servicios ecosistémicos de provisión, caracterizados por ser aquellos componentes de los ecosistemas que se consumen directa o indirectamente y que contribuyen a través de interacciones entre hombre y naturaleza a generar condiciones adecuadas para el bienestar humano (Quijas, Schmid y Balvanera, 2010), han jugado un importante papel en muchos proyectos de conservación y desarrollo, basados en el supuesto de que soportan la producción y el comercio y ayudan a mejorar las condiciones de vida sin comprometer el ambiente (Myers, 1988). Se ha conocido que durante milenios las poblaciones rurales o campesinas han obtenido su sostenimiento de los bosques, sobre todo por la recolección y el uso de PFNM, que, en efecto, han sido más benéficos que el aprovechamiento de la madera, ya que la sobreexplotación de los bosques con fines madereros como practica continua ha provocado la progresiva pérdida y desvalorización del bosque nativo, contrariamente con el uso de los PFNM, con los que se han logrado bases para el manejo forestal sostenible (González, 2003).

El desconocimiento de la diversidad florística, sumado a los procesos de transformación acelerada de los ecosistemas, como resultado principal de las actividades humanas, ha desencadenado la pérdida de comunidades biológicas y de servicios que los ecosistemas proporcionan al hombre. En este sentido, es de vital importancia que las comunidades locales conozcan el espacio habitado y conciban el entorno natural y los ecosistemas como elementos importantes para el bienestar humano, de manera tal que fortalezcan el conocimiento de la naturaleza, los servicios ecosistémicos y los PFSNM que esta provee. En la medida en que se conocen los beneficios que los bosques naturales proporcionan al hombre, se crea un sentido de pertenencia hacia lo que se es como miembro de un colectivo donde se integran hombre, naturaleza y desarrollo, lo que permite que se generen futuras alternativas de manejo forestal que aporten al desarrollo local de las comunidades.

El presente trabajo busca volver a afianzar el vínculo entre el acervo cultural, el conocimiento ancestral y la mentalidad de las nuevas generaciones usando estrategias tecnológicas, como la creación de un sitio web que permite la búsqueda de las especies vegetales de la zona con usos potenciales, denominado en este trabajo “Etnofitoteca virtual”. Se pretende que esta herramienta sirva como un museo o una fuente de consulta para informar, a las instituciones y a la sociedad en general, sobre los servicios ecosistémicos de provisión y los PFSNM que albergan los bosques del Oriente Antioqueño, de manera tal que este sea un espacio para la educación ambiental y la enseñanza de las ciencias naturales, lo que permitirá que, basados en esta información, se puedan fortalecer decisiones que faciliten asegurar el mantenimiento de los ecosistemas y los PFSNM de la región; así mismo, que este sea un medio por el cual se promueva la conservación del conocimiento tradicional.

4.1 Metodología

4.1.1 Área de estudio

El estudio fue realizado en diferentes municipios del Altiplano del Oriente Antioqueño. Estos municipios cuentan con pisos térmicos cálidos, templados y fríos. Esta variedad de climas le confiere un valor importante en lo concerniente a la riqueza y diversidad de recursos naturales.

La selección de las veredas pertenecientes al área de estudio se realizó teniendo cuenta el contacto previo con la Fundación Tecnológica Rural Coredi (Corporación Educativa para el Desarrollo Integral). Aprovechando el vínculo existente entre la población y la institución educativa, se buscó que esta funcionara como puente de llegada a cada una de las comunidades, de modo que se diera continuidad a la misión de Coredi.

Para la elección de las áreas de muestreo en cada uno de los municipios se tuvo en cuenta que en aquellos municipios con mayor área se seleccionaran dos veredas que se diferenciaran por factores ambientales como altitud, cobertura boscosa y temperatura, de manera tal que estas variables permitieran caracterizar diferentes coberturas boscosas del área (figura 9.1).

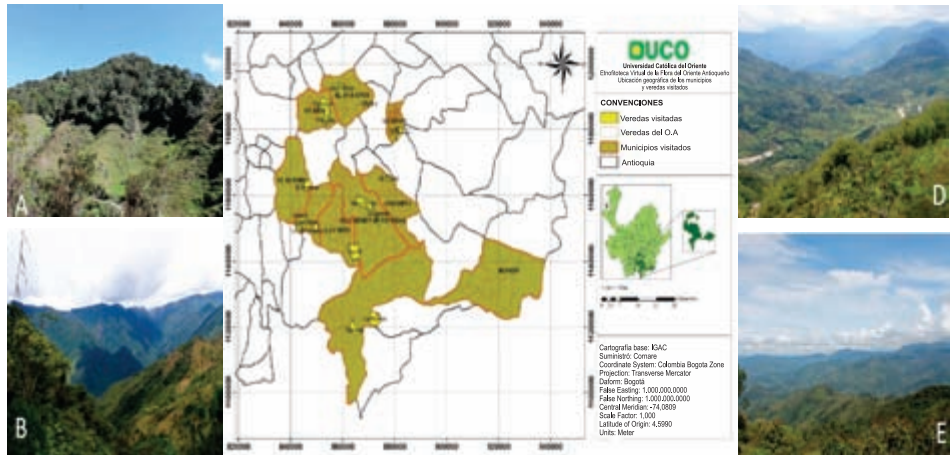


Figura 9.1. Características generales del área de estudio. A) Vereda San Lorenzo, municipio de El Carmen de Viboral, bosque húmedo montano bajo (bh-MB); B) Vereda La Aguada, municipio de El Carmen de Viboral, bosque húmedo premontano (bh-PM); C) Ubicación geográfica de los municipios; D) Vereda El Viadal, municipio de Cocorná, bosque muy húmedo tropical (bmh-T); E) Vereda El Tronco, municipio de Guatapé, bosque húmedo montano bajo (bh-MB).

4.1.2 Socialización con los docentes

Se realizó una charla con los tutores de cada una de las escuelas veredales, donde se dieron a conocer los intereses, los objetivos y la importancia del proyecto, así como la función a desempeñar Coredi para lograr los objetivos planteados. Además, se delegó a cada tutor la labor de contactar a una persona adulta de la comunidad caracterizada por tener conocimiento y experiencia con respecto a las plantas.

4.1.3 Trabajo comunitario y recolección de datos

Se realizaron charlas y talleres participativos que incluían a los miembros de la comunidad estudiantil (entre 6 y 19 años de edad) y la persona adulta seleccionada (entre 36 y 60 años de edad), donde se dieron a conocer todos los objetivos y la metodología de manera más directa, así como la importancia de la integración comunitaria rural en proyectos de este tipo. Se resaltó además el valor del conocimiento ancestral en la conservación de los bosques y la variedad de PFMN.

La recolección de datos se realizó en tres diferentes escenarios: las huertas, los bordes de camino y el bosque nativo. Este proceso se realizó en compañía de la persona adulta seleccionada y de la población estudiantil de la escuela rural perteneciente a la vereda. Durante el recorrido, se creaban encuentros de saberes en los que la comunidad informaba acerca de aquellas especies con usos potenciales y el equipo técnico hacía alusión a la taxonomía, la ecología, la distribución y otros posibles usos de los que se tenía conocimiento, para la región o para otras regiones del país; así mismo, había una retroalimentación de saberes entre persona adulta-jóvenes-niños y el equipo técnico.

4.1.4 *Procesamiento del material vegetal*

El material vegetal fue prensado, secado y determinado en el Herbario Universidad Católica de Oriente (HUCO), algunos de los especímenes que no se lograron determinar en el HUCO fueron llevados al Herbario Universidad de Antioquia (HUA), donde se realizó este proceso con la colaboración de algunos especialistas y comparando los especímenes con las colecciones allí presentes.

4.1.5 *Análisis de la información*

El procesamiento de los datos se realizó analizando aspectos como el número de especies con usos potenciales por municipio, las categorías de uso y las familias y géneros más representativos según el número de especies. Para la categoría *medicinal* se estudiaron datos como la forma de uso de la planta y la parte usada de esta para la elaboración del medicamento y las variables fueron evaluadas mediante gráficos de barras. Los análisis estadísticos de similitud de entidades multivariadas se realizaron con el programa R Development Core Team (2008).

4.2 *Resultados y discusión*

4.2.1 *Composición florística*

En el área de estudio se colectaron en total 579 individuos, agrupados en 319 especies, pertenecientes a 227 géneros y 98 familias. Los municipios con mayor número de especies con usos potenciales fueron: La Ceja (76 especies), El Carmen de Viboral (72) y San Vicente de Ferrer (69). Seguidamente, se encuentran los municipio de Guarne, La Unión, Sonsón (65 especies cada municipio); y finalmente, en menor proporción, los municipios de Cocorná (64), Guatapé (60) y El Retiro (54). Se registra una alta cantidad de especies con usos potenciales, comparada con otros estudios de etnobotánica y PFMN como los de Ariza *et al.* (2010) y Arango (2004), realizados en los Andes colombianos. El alto número de especies vegetales empleadas por las

comunidades del Oriente Antioqueño muestra el acervo cultural que existe en la zona, el cual ha permanecido a pesar de ser una región que se ha visto expuesta a grandes presiones sociales como la violencia, el aumento reciente en la colonización y la llegada de industrias.

Las familias mejor representadas con base en el muestreo realizado fueron: Asteraceae (22 especies), Solanaceae (19), Melastomataceae (18) y Ericaceae (16). Entre los géneros más abundantes se destacan: *Solanum* (19), *Miconia* (16), *Cavendishia* (13), *Inga* (13) y *Piper* (13). El hábito de crecimiento de las especies encontradas corresponde en su mayoría a herbáceo (33 %), arbustivo (31 %), arbóreo (27 %) y escandente (4 %). Al igual que otros estudios realizados en Colombia (Cogollo y García, 2012; Ariza *et al.*, 2010), se registra la familia Asteraceae como la más representativa por el número de especies con usos potenciales empleadas con diferentes fines. Este resultado podría ser explicado por la gran diversidad de taxones en esta familia, además de ser ampliamente cultivada en la región (Gentry, 2001). Se destacan también por sus usos especies pertenecientes a los géneros *Solanum*, *Miconia*, *Inga*, *Cavendishia* y *Piper*.

4.2.2 Categorías de uso

Para evaluar las categorías de uso en cada municipio y las especies empleadas en cada una de estas categorías, se realizó un análisis de similitud de entidades multivariadas, donde se obtuvieron diferencias significativas ($P < 0,001$) entre los municipios con relación a los usos registrados para cada una de las especies, con excepción de El Retiro y La Ceja (figura 9.2).

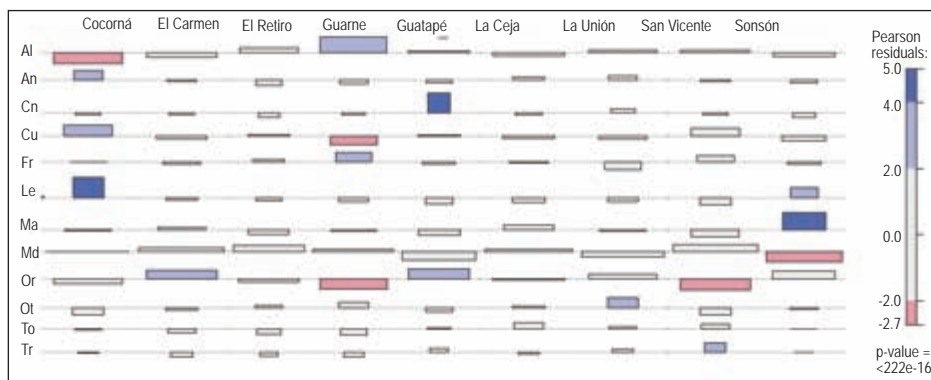


Figura 9.2. Análisis de similitud entre las especies empleadas para cada una de las categorías en los municipios visitados. Al: alimento; Md: medicinal; Or: ornamental; Tr: tintóreo; Cn: construcción; To: tóxico; Cu: cultural; Fr: forraje; Ar: artesanal; An: alucinógeno; Ma: maderable; Le: leña; Cv: cercos vivos; Ot: otros.

Con base en la figura 9.2, la categoría *alimento* presenta diferencias significativas en los municipios de Cocorná y Guarne con respecto al promedio de los otros municipios, en el que Guarne presenta un mayor número de especies por encima del promedio. No se observan diferencias significativas entre los municipios en relación con la categoría *alucinógeno*, salvo el municipio de Cocorná, en donde se observa una considerable diferencia con respecto al promedio, y los municipios de La Unión y La Ceja, con una pequeña diferencia. Se observa una diferencia significativa en el promedio entre Guatapé y el resto de los municipios en la categoría *construcción*.

Por su parte, en la categoría *cultural* se observan diferencias significativas en las especies empleadas entre los municipios de Cocorná y Guarne con respecto a los demás municipios. En la categoría *forraje* se visualiza una diferencia significativa en las especies empleadas con este fin, principalmente en el municipio de Guarne con respecto al promedio de los demás municipios. El uso de especies vegetales con fines de madera y leña muestra diferencias significativas en los municipios de Cocoroná y Sonsón comparadas con el promedio de los demás municipios. Las especies empleadas con fines medicinales no muestran diferencias significativas entre los municipios, salvo el municipio de Sonsón, donde se registra menor proporción de especies empleadas con este fin.

En la categoría *ornamental* se puede observar la existencia de más municipios con diferencias significativas, tal es el caso de El Carmen de Viboral, Guarne, Guatapé y San Vicente, donde se observan unas marcadas diferencias con respecto al promedio de los municipios restantes. No se observan diferencias significativas con las especies empleadas entre los municipios en la categoría *tóxico*. En la categoría *tintóreo* se

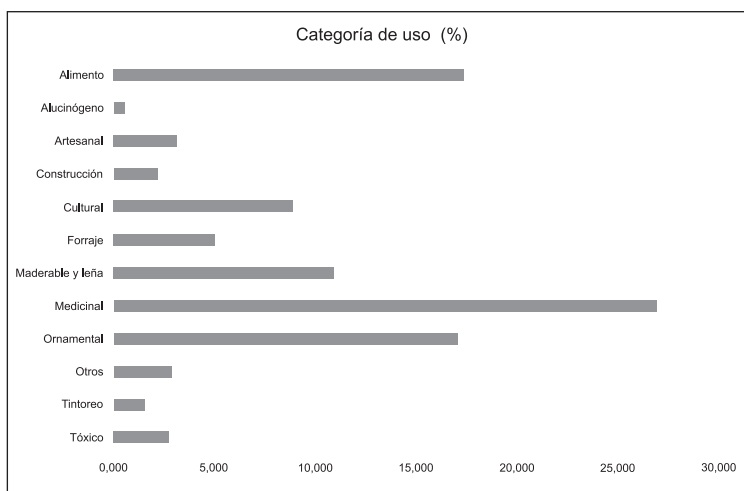


Figura 9.3. Porcentaje de individuos dentro de las categorías de uso

observa una diferencia significativa en el municipio de San Vicente con respecto a las especies utilizadas en los demás municipios.

Las categorías mejor representadas según el porcentaje de número de especies fueron: medicinal (27,9 %), alimento (17,4 %), ornamental (17,1 %) y, en menor proporción, maderable y leña (11,26 %) (figura 9.3).

4.2.2.1 Categoría medicinal

Dentro de la categoría *medicinal* las familias con mayor porcentaje de especies fueron: Asteraceae (21,05 %), Lamiaceae (7,02 %) y Solanaceae (4,02 %). Las especies más empleadas en esta categoría fueron: *Austro eupatorium inulifolium* (salvia), *Heliopsis buphthalmoides* (yuyo quemado) y *Bidens pilosa* (cadillo) (figura 9.4).



Figura 9.4. Especies de mayor uso en la categoría *medicinal*. A) *Austro eupatorium inulifolium* (salvia); B) *Bidens pilosa* (cadillo).

Estudios de PFM y etnobotánica, como los elaborados por Ariza *et al.* (2010), Cogollo y García (2012), Arango (2004) y Vabi (1996), demuestran el mismo comportamiento, donde la categoría *medicinal* es la más conocida por las comunidades. El elevado número de individuos empleados para el tratamiento de enfermedades, así como el uso de estas antes de acudir a fármacos, demuestran la importancia que tienen para las poblaciones del Oriente Antioqueño las plantas medicinales; esta misma conducta se observa en el estudio de Fonnegra y Villa (2011), realizado en la misma localidad.

Las especies pertenecientes a la categoría *medicinal* fueron generalmente plantas introducidas y cultivadas por amas de casa, durante mucho tiempo han sido aprovechadas en huertas caseras y algunas otras en bordes de camino; esto debido principalmente a la necesidad de contar con fuentes cercanas de medicina para el tratamiento de dolencias menores (Moreno y Linares, 2005). El conocimiento de

especies empleadas con fines medicinales disminuyó notablemente cuando se hicieron los recorridos en bosque, hecho que evidencia el poco conocimiento y la falta de exploración que se tiene sobre las especies silvestres y su potencial en este tipo de aspectos.

El alto número de especies vegetales encontradas a borde de camino evidencia que las comunidades conocen más sobre aquellas plantas que están observando constantemente durante sus recorridos, hecho que explica que estas sean las especies que más se hayan explorado en cuanto a sus potencialidades. Así mismo, esta conducta se relaciona con la cercanía a las poblaciones urbanas, una de las tendencias observadas fue que cuanto más cercana se encontraba la vereda al casco urbano, menos conocimiento e interés se tienen en emplear las plantas para el alivio de las dolencias. Esta conducta se observa principalmente en los jóvenes, quienes han cambiado su cultura tradicional en torno al uso de las plantas por algunas costumbres de la ciudad. En resumen, gran parte del conocimiento relativo al uso de plantas se encuentra en la memoria de personas mayores, quienes durante mucho tiempo han hecho uso de las plantas como remedio a algunas enfermedades, por lo que estas personas resultan ser elementos clave para la apropiación y divulgación del conocimiento tradicional. No obstante, en muchas ocasiones las nuevas generaciones no continúan esta línea de conocimiento, ya sea por la influencia cultural o por la ausencia de escenarios para el intercambio de información, los cuales con el tiempo cada vez son menores.

Predominan dentro de esta categoría especies con hábito de crecimiento herbáceo, consideradas por la mayoría de la población como malezas; este mismo comportamiento se evidencia en los estudios realizados por Cerenio (2006) y Hernández (2006) en diferentes localidades de México. Especies vegetales con este tipo de crecimiento son más empleadas posiblemente porque ocupan menos espacio dentro de las huertas caseras, lo cual permite que haya más área disponible para cultivar otras especies; así mismo, en tanto su cuidado, manejo y colecta implican menos trabajo para las personas que la colección de individuos de hábito arbóreo.

La forma más común de preparar las plantas medicinales fue mediante la decocción y la infusión. Se tiene la creencia de que mediante estas dos se liberan fácilmente los metabolitos secundarios de las plantas para que sean aprovechados por el hombre como medicamentos; sin embargo, entre las comunidades se ha difundido la creencia de que cuando una planta se cocina durante mucho tiempo, se pueden perder muchas de las propiedades curativas de estos metabolitos, por lo cual algunas de las personas entrevistadas recomiendan las infusiones, ya que mediante estas se liberan más fácilmente los metabolitos secundarios de la planta sin eliminar su propiedades medicinales.

A pesar de la llegada de medicamentos de origen industrial, los recursos vegetales empleados con fines medicinales, y las medicinas que de ellas se han extraído, no han

quedado completamente olvidados, las plantas aún siguen siendo muy empleadas para el tratamiento de enfermedades, especialmente por las comunidades campesinas del Oriente Antioqueño. Según las comunidades, los remedios a base de plantas representan numerosas ventajas en comparación con los tratamientos químicos. En efecto, existe una opinión general en la que se considera que sus principios activos se hallan siempre biológicamente equilibrados por la presencia de sustancias vinculadas a las plantas, las cuales no se acumulan en el organismo y sus efectos indeseables son limitados.

4.2.2.2 Categoría alimento

En la categoría *alimento* sobresalen las familias Ericaceae (16,23 %), Melastomataceae (11,11 %), Fabaceae, (10,25 %), Rosaceae (8,54 %) y Actinidaceae (5,98 %); y las especies *Cavendishia pubescens* (5,98 %), *Oxalis mollis* (4,27 %), *Rubus urticifolius* (4,27 %) e *Inga densiflora* (3,41 %) (figura 9.5).

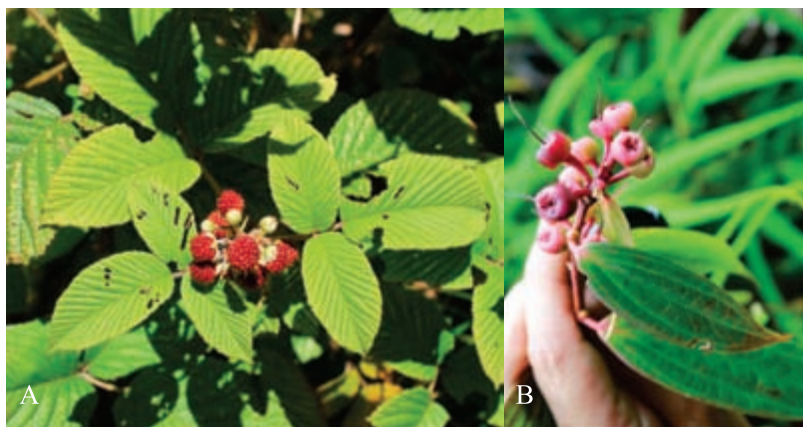


Figura 9.5. Especies de mayor uso en la categoría *alimento*. A) *Rubus urticifolius* (mora); B) *Cavendishia pubescens* (uvito, uvo de monte).

Al igual que en el estudio realizado por Ariza *et al.* (2010), se reporta la categoría *alimento* como la segunda sobre la que más conocimiento tienen las comunidades, destacándose dentro de esta la especie *Cavendishia pubescens* (uvito, uvo de monte). Gran parte de los estudios realizados en cuanto al potencial alimenticio de la familia Ericaceae se han realizado en el género *Vaccinium*, donde se ha reportado el alto potencial antioxidante de algunas de sus especies (Abreu, Cuéllar y Prieto, 2008). Es relevante destacar que la especie *Cavendishia pubescens* es consumida por las comunidades de manera empírica, es decir, gran parte de la población consume sus frutos gracias a un conocimiento empírico influenciado por factores culturales e

históricos; por lo tanto, es importante estudiar lo nutricional y farmacológico, y no solo en especies del género *Vaccinium*, sino también profundizar en otras especies que son altamente consumidas por la comunidad, ya que puede ayudar a explicar sus principios activos y establecer si existe un verdadero carácter nutricional en las especies consumidas por las comunidades (Vera, 2014; Weckerle, Cabras, Castellanos y Leonti, 2011).

El conocimiento de las especies vegetales empleadas como alimento por las comunidades visitadas ha sido el producto de experiencias que han dado lugar a la existencia de tendencias y patrones en la forma de obtenerlas, utilizarlas y manipularlas. La observación ha sido una de las estrategias más utilizadas para la apropiación del conocimiento en las poblaciones campesinas visitadas. La constante observación en el transcurso del día, mientras se realizan las actividades cotidianas, ha permitido que algunos miembros de la comunidad conozcan las preferencias alimenticias de muchos de los animales del entorno.

Esta valiosa información obtenida durante muchos años ha sido incorporada en las costumbres de los miembros de la comunidad, inclusive para tomar decisiones de cuáles especies silvestres se pueden o no consumir. Aquellos frutos ingeridos por aves han sido asociados por las comunidades como comestibles y que no van a causar ningún efecto negativo sobre la salud humana, de ahí que exista una marcada tendencia a consumir especies vegetales que se encuentren dentro de la dieta alimenticia de las aves.

Generalmente, las poblaciones tienden a asociar algunas especies con características particulares, como, por ejemplo, la presencia de frutos pequeños y de colores vistosos con la dieta de ciertos animales venenosos como las serpientes, por lo tanto, conforme a su tradición, estos frutos no deben ser consumidos, pues según ellos representan un potencial tóxico para el hombre; tal es el caso de las especies *Coccocypselum hirsutum* (comida de culebra) y *Galium hypocarpium* (comida de culebra), las cuales durante mucho tiempo se han estigmatizado, evitándose de esta manera la exploración de otras potencialidades.

Esto se ha convertido en un fenómeno más cultural que experimental, pues en realidad ninguno de los habitantes manifiesta haber visto una serpiente consumiendo estos frutos. Así mismo, algunos de los pobladores de las localidades han consumido los frutos de las especies *Galium hypocarpium* y no han presentado ningún efecto adverso sobre la salud, a pesar de ello las poblaciones no las consumen o mantienen cierto cuidado a la hora de consumirlas.

Este comportamiento ratifica que el conocimiento tradicional sobre aquellas especies que se pueden emplear como alimento y las que no se pueden consumir es el producto de un legado cultural que se ha transmitido durante muchas generaciones, y que se ha

interiorizado con mucha fuerza en el acervo cultural de la región. Este fenómeno, a su vez, no ha permitido que algunos miembros de la población trasciendan sus creencias y puedan experimentar las potencialidades de estas especies. Así mismo, son muy pocos los estudios fitoquímicos que demuestren verdaderamente cuáles son los riesgos o los beneficios que estas plantas pueden ofrecer desde el punto de vista nutricional y alimenticio.

La mayoría de las especies vegetales empleadas como alimento son adquiridas comercialmente, unas son cultivadas en huertas y unas pocas son obtenidas directamente del bosque. Habitualmente las especies cultivadas en huertas caseras son empleadas para autoconsumo, y en ciertas ocasiones son comercializadas a pequeña escala, proporcionando ingresos económicos adicionales. Las especies más cultivadas en las huertas caseras son las aromáticas y condimentarias, como *Origanum vulgare* (orégano), *Mentha* sp. (menta), *Allium sativum* (ajo), *Petroselinum crispum* (perejil), *Ocimum basilicum* (albahaca) y *Capsicum annum* (ají).

Del bosque son extraídas principalmente algunas especies de los géneros *Inga*, como el guamo, *Cavendishia*, como el uvito, y *Saurauia*, como el dulomoco, las cuales son consumidas sin ningún tipo de proceso previo. Gran parte de estas especies silvestres son consumidas durante los recorridos que realizan los pobladores, por lo cual no se han incluido en la dieta matutina de las poblaciones y no son especies frecuentemente empleadas en la preparación de los alimentos. Por su parte, *Vaccinium floribundum* (mortiño), *Rubus urticifolius* (morita) y *Rubus rosifolius* (cereza) son especies cuyos frutos son consumidos directamente, pero también se emplean para la elaboración de jugos o postres.

Al igual que en los estudios realizados por Muiño (2012), Borrero (2012) y Prieto (1997), se observó que hace unos años las comunidades campesinas empleaban la recolección y el cultivo de plantas alimenticias como fuente importante para el sustento cotidiano y la obtención de alimentos para reservas en los tiempos de escasez. Actualmente, las especies vegetales empleadas en la elaboración de alimentos son obtenidas del mercado, sustituyendo los alimentos sembrados y recolectados tradicionalmente por productos manufacturados (Hilgert, 1999; Ladio y Lozada, 2001; Reyes, Vadez, Huanca, Leonard y Wilkie, 2005; Arenas y Scarpa, 2007; Muiño, 2012).

Los cambios económicos que se han venido dando en la región han producido en las comunidades campesinas una menor atención en la producción de alimentos para autoconsumo. Los pobladores tienden a desarrollar actividades diferentes a las encaminadas a sembrar especies para el autoabastecimiento, prefiriendo obtener dinero mediante otras actividades y adquirir los alimentos necesarios en los mercados o almacenes, los cuales llegan con una carga atractiva muy alta, esto indiscutiblemente ha llevado a un desplazamiento de los productos tradicionales.

4.2.2.3 Categoría ornamental

En la categoría *ornamental* sobresalen las familias Piperaceae (10,34 %), Melastomataceae (9,48 %), Araceae, Gesneriaceae y Solanaceae (6,89 % cada uno). Las especies más empleadas como ornamentales por la comunidad son: *Begonia fischeri*, *Centropogon glandulosus* y *Heliconia latispatha* (2,58 %) (figura 9.6).



Figura 9.6. Especies más representativas de la categoría *ornamental*. A) *Begonia fischeri* (begonia); B) *Heliconia latispatha* (heliconia).

El Oriente Antioqueño es una zona en la que debido a diferentes condiciones geográficas y ambientales se ha favorecido el sector floricultor. Los municipios de La Ceja, Guarne, La Unión y El Carmen de Viboral son grandes despensas de especies ornamentales, las cuales han sido comúnmente cultivadas e introducidas con fines comerciales. Dentro de las especies de mayor producción en el Oriente Antioqueño se destacan *Hydrangea macrophylla* (hortensia) y *Chrysanthemum morifolium* (crisantemo), las cuales hoy en día son ampliamente exportadas. En el presente estudio, la familia que se destaca por tener un alto potencial ornamental es Heliconiaceae, principalmente por sus brácteas de colores, así como por la exuberancia y belleza de sus inflorescencias.

El conocimiento que las comunidades del Oriente Antioqueño tienen sobre las especies con potencial ornamental es escaso, a pesar de ser esta una región con una gran diversidad y cantidad de especies atractivas, ya sea por su follaje o su floración. Algunas especies de géneros comúnmente encontrados en los bosques de la región, tales como *Besleria*, *Begonia* y *Columnnea*, son empleados como elementos decorativos en el interior de las casas, principalmente por los colores llamativos de sus hojas y sus flores vistosas.

Generalmente, las especies empleadas como ornamentales en gran parte de los municipios visitados son introducidas y cultivadas en huertas. Se conoce muy poco del potencial ornamental que tienen ciertas especies del bosque, de allí se extraen

principalmente algunas de la familia Araceae, como *Anthurium nigrescens* y *Philodendron longirrhizum*, las cuales son trasladadas a los hogares para emplearse como elementos decorativos en exteriores y jardines. Según el estudio de Acebey, Kessler y Maass (2007), el potencial ornamental de esta familia es muy reconocido a nivel mundial, por lo cual son bastante empleadas en varias regiones. En este sentido, se deberían elaborar más estudios en cuanto al potencial ornamental de las especies del bosque, de manera tal que se puedan aprovechar las diferentes potencialidades que tienen las especies vegetales que allí se encuentran.

Fue común encontrar que los dueños de los terrenos seleccionan ciertas especies ornamentales como cercas vivas; de esta manera, es frecuente el uso de especies que, además de cercar sus terrenos, sirven como elemento decorativo. Para esta finalidad se utilizan comúnmente especies introducidas como *Pittosporum undulatum* (galán de noche), *Cestrum nocturnum* (jazmín de noche) y *Syzygium paniculatum* (eugenio). Después de realizar visitas en algunos de los viveros de la región, fue común encontrar que gran parte de las especies que actualmente se comercializan con este fin corresponden a especies introducidas, dejando en un segundo plano a las especies silvestres, sobre las cuales no hay estudios sobre propagación y viabilidad en condiciones de vivero.

Es importante que se divulgue el potencial ornamental de las especies nativas, ya que estas pueden representar una posible alternativa económica sustentable para la comunidad sin alterar las poblaciones naturales.

4.2.2.4 Categoría maderable

Las especies vegetales empleadas como madera son generalmente extraídas del bosque y se utilizan para la elaboración de algunas partes y elementos de las casas, las embaraderas, los utensilios, los postes, y en algunas ocasiones son empleadas con fines productivos o de comercialización. La elaboración de postes para el cercado es uno de los fines para los que más se ha empleado la madera que es extraída del bosque, pues se puede obtener de manera gratuita o a muy bajo costo con respecto a la madera inmunizada y los postes de cemento.

Las especies maderables de los bosques suelen ser proveedoras también de elementos dendroenergéticos, como leña. Generalmente, la selección de los individuos se realiza de manera aleatoria, es decir, no deben cumplir con muchos requisitos para desempeñar su función, el único requerimiento es que las especies estén completamente secas. Habitualmente se busca recolectar ramas de los árboles por la facilidad que presentan a la hora de transportarlas, pues se reduce el volumen y peso del viaje, además estas pueden ser empleadas directamente como leña, es decir, no necesitan ningún tratamiento, a diferencia de los troncos, los cuales deben ser fragmentados con el fin de reducir su volumen y peso.

4.2.2.5 Categoría alucinógeno

Existe un marcado “tabú” o temor de las comunidades a la hora de hablar de especies empleadas con fines alucinógenos, generalmente temen ser juzgados o tachados como miembros activos en el uso de especies con este fin; este comportamiento va fuertemente ligado a aspectos éticos y religiosos que se han transmitido durante muchas generaciones.

Datura x candida (borrachero, cacao sabanero) resulta ser una especie bastante conocida y en algunas ocasiones empleada por los jóvenes como una especie alucinógena. Los órganos de la planta más empleados por los habitantes para obtener un estado de alucinación son las hojas, flores y semillas, las cuales, según Álvarez (2008), son las más ricas en alcaloides.

Así mismo, *Datura x candida* es una especie muy asociada a aspectos místicos o de brujería. En un principio, cuando se tenía desconocimiento de que esta era una planta alucinógena, los campesinos evitaban realizar trabajos de “descapote de monte” donde hubiera borrachero, pues cuando cortaban varias de estas plantas empezaban a presentar algunos síntomas particulares como mareo y pérdida del conocimiento, lo que los llevó en algún momento a pensar que esto ocurría como castigo por haber aserrado la planta. Por otra parte, también ha sido una especie constantemente empleada por mujeres para atrapar a sus parejas, pues poniendo hojas o flores bajo su almohada se evita que la persona salga de la casa, ya que de manera indirecta la persona empieza a absorber alcaloides que lo llevan a un estado de trance, evitando así que el hombre pueda realizar actividades por su propia cuenta.

4.2.3 Influencia del género y la edad en el conocimiento etnobotánico

Existe una relación entre el género y el conocimiento en torno a los PFM (Begossi, Hanazaki y Tamashiro, 2002). En el área de estudio, las mujeres demuestran tener más conocimiento sobre plantas asociadas a las categorías *medicinal* y *alimento*, este comportamiento ha sido reportado en estudios como el de Ariza *et al.* (2010), Arango (2004) y Figueiredo, Leitão y Begossi (1993); sin embargo, los hombres tienen más conocimiento sobre especies vegetales empleadas con fines madereros, como construcción y elaboración de utensilios, y sobre especies forrajeras.

En el área de estudio la transmisión del conocimiento sobre las especies con usos potenciales se da por tradición oral, generalmente de padres a hijos. Son pocas las personas que se interesan en aprender sobre plantas mediante otros medios, comúnmente son las mujeres quienes buscan en libros sobre plantas medicinales, para de esta manera adquirir un nuevo conocimiento y poderlo transmitir a sus aprendices de forma oral, o mediante el uso de las plantas para el tratamiento de diferentes enfermedades.

Referencias bibliográficas

- Abreu, O., Cuéllar, A. y Prieto, S. (2008). Fitoquímica del género *Vaccinium* (Ericaceae). *Revista Cubana de Plantas Medicinales*, 13(3), 1-11.
- Acebey, A., Kessler, M. y Maass, B. (2007). Potencial de aprovechamiento de Araceae y Bromeliaceae como recursos no maderables en el bosque montano húmedo del Parque Nacional Cotapata, Bolivia. *Ecología en Bolivia*, 42(1), 4-22.
- Álvarez, L. M. (2008). Borrachero, cacao sabanero o floripondio (*Brugmansia* spp.). Un grupo de plantas por redescubrir en la biodiversidad latinoamericana. *Cultura y Droga*, 13(15), 77-93.
- Arango, S. (2004). Estudios etnobotánicos en los Andes Centrales (Colombia). Distribución del conocimiento del uso de las plantas según características de los informantes. *Lyonia*, 7(2), 89-104.
- Arenas, P. y Scarpa, G. (2007). Edible Wild Plants of the Chorote Indians, Gran Chaco, Argentina. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 153(1), 73-85.
- Ariza, W., Huertas, C., Hernández, A., Geltvez, J., González, J. y López, L. (2010). Caracterización y usos tradicionales de productos forestales no maderables (PFNM) en el corredor de conservación Guantiva-La Rusia-Iguaque. *Colombia Forestal*, 13(1), 117-140.
- Begossi, A., Hanazaki, N. y Tamashiro, J. (2002). Medicinal Plants in the Atlantic Forest (Brazil): Knowledge, Use, and Conservation. *Human Ecology*, 30(3), 281-299.
- Borrero, L. (2012). Arqueología y biogeografía humana en el sur de Mendoza (comentario crítico). En A. Gil y G. Neme (Eds.), *Entre montañas y desiertos: arqueología del sur de Mendoza* (pp. 103-118). Argentina: Sociedad Argentina de Antropología.
- Cerenio, G. (2006). *Análisis sobre el aprovechamiento de las plantas medicinales como alternativa en la salud de los habitantes de Villa Jalupa* (Trabajo de grado no publicado). Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. Villahermosa, México.
- Cogollo, A. y García, F. (2012). Caracterización etnobotánica de los productos forestales no maderables (PFNM) en el corregimiento de Doña Josefa, Chocó, Colombia. *Revista Biodiversidad Neotropical*, 2(2), 102-112.
- Figueiredo, G., Leitão, H. y Begossi, A. (1993). Ethnobotany of Atlantic Forest Coastal Communities: Diversity of Plant Uses in Gamboa (Itacuruçá Island, Brazil). *Human Ecology*, 21(4), 419-430.
- Fonnegra, R. y Villa, J. (2011). Plantas medicinales usadas en algunas veredas de municipios del Altiplano del Oriente Antioqueño, Colombia. *Actualidades Biológicas*, 33(95), 219-250.
- Gentry, A. H. (2001). Patrones de diversidad y composición florística en los bosques de las montañas neotropicales. En M. Kappelle y A. Brown (Eds.), *Bosques nublados del Neotrópico* (pp. 85-123). Costa Rica: Instituto Nacional de Biodiversidad.
- González, D. (2003). *Los productos naturales no maderables (PFNM). Estado del arte de la investigación y otros aspectos*. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAVH).

- Hernández, G. (2006). *Contribución para el uso y manejo de las plantas medicinales de Villa Tepetitán Macuspana, Tabasco* (Trabajo de grado no publicado). Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. Villahermosa, México.
- Hilgert, N. I. (1999). Las plantas comestibles en un sector de las Yungas meridionales (Argentina). *Anales del Jardín Botánico de Madrid*, 57(1), 117-138.
- Ladio, A. y Lozada, M. (2001). Nontimber Forest Product Use in Two Human Populations from Northwest Patagonia: A Quantitative Approach. *Human Ecology*, 29(4), 367-380.
- Moreno, É. y Linares, É. (2005). Estudio etnobotánico de las plantas medicinales de San José de Suaita, Suaita (Santander, Colombia). (Resumen). *Acta Biológica Colombiana*, 10(1), 85-86. Recuperado de <http://www.virtual.unal.edu.co/revistas/actabiol/Resumenes/1001/Res10.pdf>
- Muñoz, W. A. (2012). Estudio etnobotánico de plantas usadas en la alimentación de los campesinos del noroeste de La Pampa Argentina. *Chungara*, 44(3), 389-400.
- Myers, N. (1988). Tropical Forest: Much More than Stocks of Wood. *Journal of Tropical Ecology*, 4(2), 209-221.
- Prieto, M. R. (1997). Formación y consolidación de una sociedad en un área marginal del Reino de Chile: la provincia de Cuyo en el siglo XVII (Tesis doctoral). *Anales de Arqueología y Etnología*, 52-53, 18-366.
- Quijas, S., Schmid, B. y Balvanera, P. (2010). Plant Diversity Enhances Provision of Ecosystem Services: A New Synthesis. *Basic and Applied Ecology*, 11(7), 582-593.
- R Development Core Team. (2008). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. Vienna (Austria): R Foundation for Statistical Computing. Recuperado de <http://www.R-project.org>
- Ramirez, C. (2007). Etnobotánica y la pérdida de conocimiento tradicional en el siglo 21. *Ethnobotany Research and Applications*, 5, 241-244.
- Reyes, V., Vadez, V., Huanca, T., Leonard, W. y Wilkie, D. (2005). Knowledge and Consumption of Wild Plants: A Comparative Study in two Tsimane' Villages in the Bolivian Amazon. *Ethnobotany Research and Applications*, 3, 201-207.
- Vabi, M. (1996). Alcanzando el conocimiento y saber comunitario sobre los usos de los árboles con métodos de Diagnóstico Rural Participativo: ejemplos de Camerún y la República Centroafricana. *Red Forestal para el Desarrollo Rural*, 19e, 33-40.
- Vera, B. (2014). *Conocimiento tradicional e inventario de plantas medicinales en el corregimiento de San Cristóbal (municipio de Medellín, Antioquia)* (Tesis de maestría no publicada). Universidad Nacional de Colombia. Medellín, Colombia. Recuperado de <http://www.bdigital.unal.edu.co/11865/1/8064395.2014.pdf>
- Weckerle, C., Cabras, S., Castellanos, M. y Leonti, M. (2011). Quantitative Methods in Ethnobotany and Ethnopharmacology: Considering the Overall Flora-Hypothesis Testing for over- and Underused Plant Families with the Bayesian Approach. *Journal of Ethnopharmacology*, 137(1), 837-843.



Tercera parte

Dinámica de bosques

ESTIMACIÓN DE LA PÉRDIDA DE BIOMASA Y CARBONO
POR DEFORESTACIÓN Y DEGRADACIÓN EN LOS BOSQUES
DEL VALLE DE SAN NICOLÁS

Zorayda Restrepo Correa^{1,2}
Claudia Marcela Aristizabal Ciro¹
Luis Fernando Uribe Ángel¹
María Patricia Tobón Hincapié¹

¹ Corporación Autónoma Regional de las Cuencas de los Ríos Negro y Nare.

² Laboratorio de Servicios Ecosistémicos y Cambio Climático, Jardín Botánico Joaquín Antonio Uribe de Medellín.

Introducción

Alrededor del 36 % del carbono que ha sido añadido a la atmósfera en el periodo 1850-2000 proviene de los bosques que han sido eliminados. La reducción de la deforestación tropical puede ser decisiva en los esfuerzos mundiales para estabilizar gases de efecto invernadero (GEI) a niveles que eviten interferencias peligrosas en el sistema climático. Los sistemas ecológicos de la Tierra, por medio de los cuales el carbono queda retenido en la biomasa viva, en la materia orgánica en descomposición y en el suelo, desempeñan un papel importante en el ciclo del carbono mundial. Las actividades humanas alteran el carbono almacenado en esos reservorios y los intercambios entre estos y la atmósfera mediante el uso de las tierras, el cambio de uso de las tierras y las actividades forestales (IPCC, 2000). El efecto combinado de la tala de bosques y el crecimiento de tierras abandonadas pueden haber liberado entre 10 y 25 % de las emisiones globales (Houghton, 2003; Achard *et al.*, 2002; DeFries *et al.*, 2002; Bolin y Sukumar, 2000). Estas emisiones por deforestación pueden aumentar; sin embargo, las emisiones globales por combustibles fósiles están aumentando más rápidamente.

La biomasa se define como la cantidad de materia orgánica viva en los organismos, expresada como toneladas de peso seco por unidad de área (Brown, 1997). Es a su vez un parámetro importante para caracterizar un ecosistema forestal, pues la eficiencia del almacenamiento de carbono en la materia orgánica refleja la calidad de condiciones ambientales como el clima, la estructura del suelo y la disponibilidad de nutrientes (Chave, Riéra y Dubois, 2001).

Muchos cambios que se están dando en las últimas décadas en la zona territorial Valle de San Nicolás, entre ellos la deforestación y degradación de los bosques, pueden

conducir a una conversión extensa del mismo en los próximos años. Este estudio espera encontrar altas tasas de emisiones de carbono y pérdidas de biomasa en el área de estudio, para de esta manera obtener resultados de la pérdida de carbono y biomasa; además, busca definir el *stock* de carbono y las tendencias de deforestación y degradación en el periodo 1986-2000 mediante el uso de imágenes satelitales e inventarios de bosques naturales en la zona.

1.1 Metodología

1.1.1 Área de estudio

El área de estudio comprende una extensión de 72 000 ha, donde habita una población aproximada de 52 000 habitantes; se encuentra ubicada en el extremo norte de la cordillera Central de los Andes, sobre la zona territorial Altiplano o Valle de San Nicolás del Oriente Antioqueño. La zona Altiplano está inscrita en el cuadrilátero formado por las latitudes norte de 5° 45' a 6° 20' y las longitudes este de 75° 05' a 75° 35', aproximadamente; coordenadas planas X=832 000 a X=882 000 y Y=1 135 000 a Y=1 120 000 (Colombia, Acuerdo 031, 2000).

La precipitación varía entre 2500 y 3500 mm anuales y la biotemperatura media anual entre 12 y 17 °C. La zona territorial está asentada sobre un cuerpo ígneo intrusivo llamado Batolito Antioqueño; los suelos en su mayoría son andisoles, derivados de cenizas volcánicas. El paisaje principal es montañoso, con pendientes pronunciadas y, en menor proporción, colinas bajas (Cornare, 2004). La zona en general se puede clasificar como bosque húmedo montano bajo (bh-MB) en el sistema de clasificación para zonas de vida de Holdridge (1978).

1.1.2 Línea base de las tendencias históricas de deforestación y degradación en la zona

Para el cálculo de la tendencia histórica de la degradación y deforestación se utilizó información de mapas de coberturas vegetales, escala 1:100 000 (imágenes de satélite Landsat), para los años 1986-2000 y se realizó un análisis de línea base de tendencias en el uso del suelo para el periodo. El análisis multitemporal resulta en una matriz de cambios de uso del suelo que permite extraer las áreas de bosque (BN1, BN2 y RB en este proyecto) que fueron deforestadas completamente a otro uso y las áreas que fueron degradadas (de BN1 a BN2 o RB y de BN2 a RB), también las áreas que permanecieron constantes en el periodo de análisis. Adicionalmente, se generaron mapas que muestran dichos cambios con las categorías *deforestación*, *reforestación*, *recuperación*, *degradación* y áreas sin cambio para el periodo de estudio:

- *Recuperación.* Es el área que cambió de bosque secundario y rastrojo bajo a bosque natural intervenido o de rastrojo bajo a bosque secundario.
- *Degradación.* Es el área que cambió de bosque natural intervenido a bosque secundario o rastrojo bajo y de bosque secundario a rastrojo bajo.
- *Deforestación.* Es el área que cambió de alguna de las tres coberturas de bosque a una cobertura de no bosque como el pasto no manejado (pn), pasto manejado (pm), cultivo transitorio (ct), cultivo permanente (cp) y helechal (H).
- *Reforestación.* Es el área que cambió de una cobertura no boscosa a una de las tres coberturas de bosque, por ejemplo de cultivo o pasto a rastrojo, bosque secundario o bosque natural intervenido.

La metodología para la cuantificación de las tendencias de cambio en las coberturas boscosas se realizó haciendo un análisis espacial utilizando el software Arcgis mediante el comando *tabulate area*; este genera una matriz de cambio, la cual fue analizada desde dos perspectivas: la pérdida y la ganancia de área en cada cobertura para el periodo de análisis; la pérdida corresponde al análisis de los datos en cada fila y la ganancia corresponde al análisis de los datos en cada columna.

1.1.3 Estimación del stock de carbono

Este modelo tiene dos componentes: la tasa de cambio del uso del suelo y el lugar donde ocurrirá el cambio. Para la determinación de la tasa se utiliza una extrapolación sencilla de tasas pasadas basándose en imágenes satelitales interpretadas para el área. Para simular dónde ocurrirá la deforestación, el modelo utiliza numerosas capas de datos espaciales de factores biofísicos y socioeconómicos (elevación, inclinación, suelos, distancia de ríos, caminos y asentamientos ya establecidos).

Basados en el inventario del convenio Cornare y Universidad Nacional de Colombia (2002) y Bolívar *et al.* (2004), sobre la cuantificación de la biomasa en los bosques del Valle de San Nicolás, se realizaron los cálculos de biomasa y contenido de carbono en cinco coberturas: bosque natural intervenido y muy intervenido (BN1), bosque natural secundario en estado de sucesión intermedia o tardía (BN2), bosque natural secundario en estado de sucesión temprana (rastrojo bajo, RB), cultivo transitorio (ct) y pastos no manejados (pn). Esta última cobertura se dimensionó bajo dos escenarios importantes: zonas de helechales (H), aquellas que presentan una cobertura de helechos de más de 1,2 m de altura en la mayor proporción del área, y pn arbolados con una densidad menor a 80 árboles por hectárea. En cada una de las coberturas se tomaron datos de biomasa área, biomasa subterránea de raíces gruesas y necromasa.

- *Biomasa aérea y subterránea.* Para calcular la biomasa aérea y la biomasa de raíces gruesas promedio se estimó para todas las coberturas a un nivel de confianza del 95 %. La estimación se hizo a partir de 43 parcelas de 0,01 ha en rastrojo bajo que totalizan 0,43 ha, 68 parcelas temporales de 0,025 ha y 8 parcelas permanentes de 0,05 ha en bosque natural intervenido en un área total de 1,76 ha. Asimismo, 43 parcelas temporales de 0,025 ha y 9 de 0,05 ha, 15 parcelas permanentes de 0,05 ha en bosque natural poco intervenido que totalizan 2,275 ha y 50 ha en áreas de pn y H (Bolívar, Buitrago y Cuartas, 2004).
- *Necromasa.* Para la estimación de la necromasa se utilizaron los datos de 44 parcelas rectangulares de 0,5 m², 6 en RB, 10 en BN2, 28 en BN1 y 50 en pn y H. En cada una de las coberturas se calculó el *stock* de biomasa, carbono y CO₂ por compartimentos, para finalmente estimar el total por cobertura en el área de estudio de acuerdo con el número de hectáreas en 1986.
- *Balance de existencias en biomasa.* El balance de existencias totales de carbono se estimó de acuerdo con las tendencias históricas para un periodo de catorce años en cada una de las coberturas. Las reservas de carbono se calcularon solo para la biomasa área, las raíces gruesas y la necromasa. Con las reservas de carbono de cada una de las coberturas por hectáreas, se estimaron las emisiones por deforestación y degradación, así como la captura. Por ejemplo, la degradación de 1 ha de un bosque BN2 a un bosque RB da lugar a una emisión estimada de 41 tC/ha⁻¹ (118 tC-77 tC). Por otra parte, la regeneración natural de un bosque RB a un bosque BN1 arroja como resultado una mejora de los sumideros de 86 tC/ha⁻¹ (163 tC-77 tC). La metodología supone una pérdida total de carbono cuando una superficie boscosa cambia a otro uso (ct, pn o H).

Tabla 10.1. Cambio total en las coberturas vegetales. BN1: bosque natural intervenido y muy intervenido; BN2: bosque natural secundario en estado de sucesión intermedia o tardía; RB: bosque natural secundario en estado de sucesión temprana (rastrojo bajo).

Cobertura de bosques en 1986	Cobertura de bosque en 2000 (ha)				
	BN1	BN2	RB	Uso no Bosques	Total (has)
BN1	6 346	1 144	301	428	8 219
BN2	6	9 880	1 153	1 386	12 426
RB	108	2 221	3 996	4 155	10 480
Total (ha)	6 460	13 245	5 450	5 970	31 124

En consecuencia, las emisiones de referencia y la captura de carbono por hectárea se obtienen multiplicando las tasas anuales de conversión de bosques a las emisiones o los incrementos correspondientes (tabla 10.1).

1.2 Resultados y discusión

1.2.1 Tendencias de cambio en el uso del suelo en el Valle de San Nicolás en el periodo 1986-2000

En términos de áreas totales para las coberturas boscosas en el periodo de análisis, se ha presentado una relativa estabilidad en las áreas. Hubo un ligero aumento en el bosque secundario (BN2) de 819 ha (6,6 %), mientras que en el bosque natural intervenido (BN1) y el rastrojo bajo (RB) disminuyó en 1873 ha (22,8 %) y 5030 ha (47,99 %), respectivamente.

Haciendo un análisis para cada una de las coberturas boscosas se encontró lo siguiente. De acuerdo con el análisis por deforestación y degradación de bosques en un periodo de catorce años, se observa que el 77 % del BN1 permaneció intacto, 14 % y 4 % se degradó a BN2 y RB, respectivamente, y 5 % fue deforestado a otro uso. En relación al BN2, el 80 % permaneció intacto, 9 % se degradó a RB y 11 % fue deforestado. Finalmente, en el RB el 22 % se regeneró a BN2, 38 % permaneció intacto y el 40 % fue deforestado a otro uso. En general, se deforestaron 20 870,2 ha, se degradaron 5097,1 ha, se recuperaron 5167,8 ha y permanecieron intactas 123 867,6 ha (tabla 10.1 y figura 10.1).

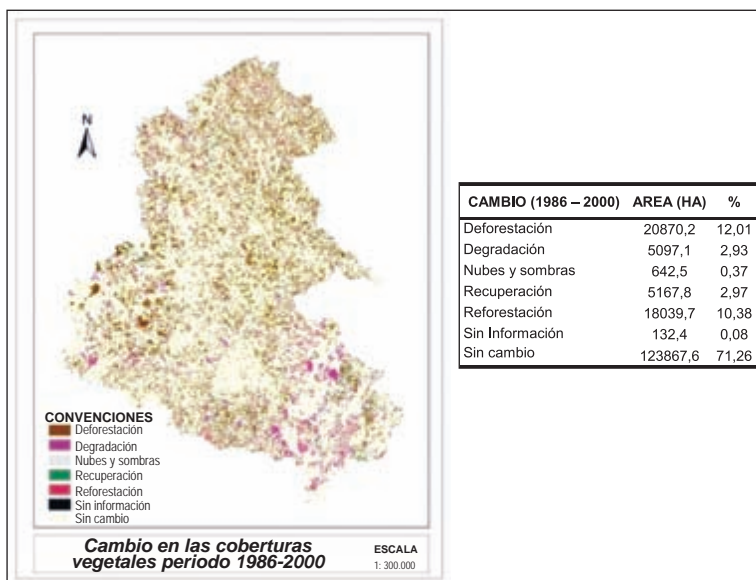


Figura 10.1. Historial de cambio de uso de la tierra para cada tipo de bosque en el periodo 1986-2000

1.2.2 Stock de biomasa y carbono

La tabla 10.2 muestra en las diferentes coberturas (a excepción del ct) la distribución de la biomasa aérea, la biomasa de raíces, la necromasa y la biomasa total para el año 2001, además muestra los *stock* de la biomasa, el carbono y el CO₂.

Tabla 10.2. Distribución de cada compartimiento en la biomasa total y necromasa para las diferentes coberturas. RB: bosque natural secundario en estado de sucesión temprana (rastrajo bajo); BN1: bosque natural intervenido y muy intervenido; BN2: bosque natural secundario en estado de sucesión intermedia o tardía; H: helechal; Pn: pasto no manejado; ct: cultivo transitorio.

Boques San Nicolás			t/ha ⁻¹ (Año 2001)						
Cobertura	n	D	BA	BR	N	Regeneración	Stock biomasa	Stock C	Stock CO ₂
RB	43-6	≥ 10	62,99±21,74	58±4,19	17,90±8,84	14,23±1,9	0	0	0
BN2	76-10	≥ 10	124,36±23,31	65,82±2,97	19,07±7,14	25,94±5,7	0	0	0,0000
BN1	67-28	> 10	189,79±31,91	82,62±3,39	17,62 ±4,51	35,11±5,9	0	0	0,0000
H	50	> 10 y herbáceo	12,182±1,8	11,803±2,1	13,972±2,4	-	37,957	18,9785	69,4613
Pn	50	> 10 y herbáceo	10,69±2,3	3,849±1,7	2,411±1,5	-	16,95	8,475	31,0185
Ct	50	-	-	-	-	-	6,84	3,42	12,5172
n. Total parcelas (Biomasa - Necromasa)			BA. Biomasa aérea			C. Carbono			
D. Diametro mínimo.			BR. Biomasa de raíces			N. Necromasa			

Fuente: Bolívar et al. (2004).

1.2.3 Balance de existencias en biomasa

1.2.3.1 Emisiones de carbono para cada categoría

A partir de esta información, se observa que durante el periodo de análisis se presenta una mayor presión por las coberturas boscosas en estados sucesionales tempranos e intermedios; ello se ve reflejado en las pérdidas por deforestación en RB y BN2 (303 912 tC y 158 272 tC, respectivamente). En general, cuando se plantea el escenario por deforestación a ct, las emisiones aumentan levemente y la degradación es significativamente menor (figura 10.2).

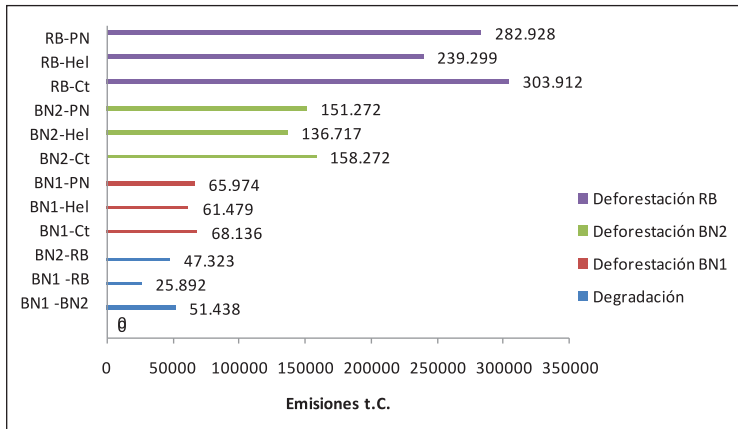


Figura 10.2. Emisiones de carbono por deforestación y degradación de los bosques para el periodo 1986-2000. La deforestación para los tres tipos de bosques se estimó teniendo en cuenta dos escenarios de deforestación: paso a pastos no manejados y a cultivo.

1.2.3.2 Captura

La ganancia de carbono en términos de la regeneración o reforestación de los bosques es poco significativa, pues solo en el cambio de RB a BN2 se nota una captura relevante de 91 150 tC (figura 10.3).

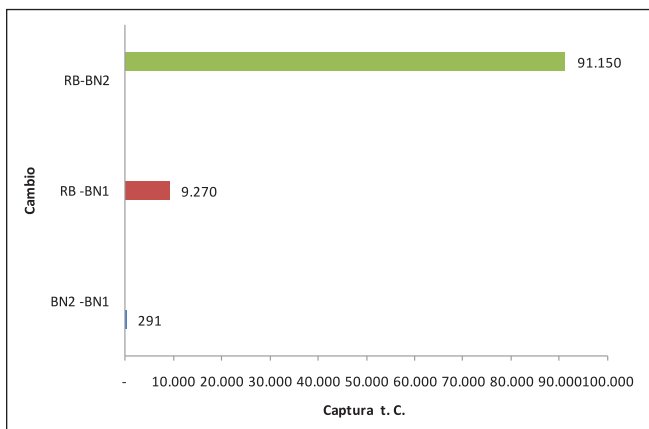


Figura 10.3. Captura de carbono para el periodo 1986-2000

1.2.4 Balance neto de carbono

En general, se puede decir que estamos observando una pérdida neta de carbono. En 1986 se tenía un *stock* total para el área de estudio de 3 599 563 tC y en tan

solo un periodo de catorce años se obtuvieron emisiones de 950 791 tC (26,4 %) y capturas por solo 100 712 tC (2,79 %). Se evidencian las emisiones de gases de efecto invernadero por la deforestación (figura 10.4).

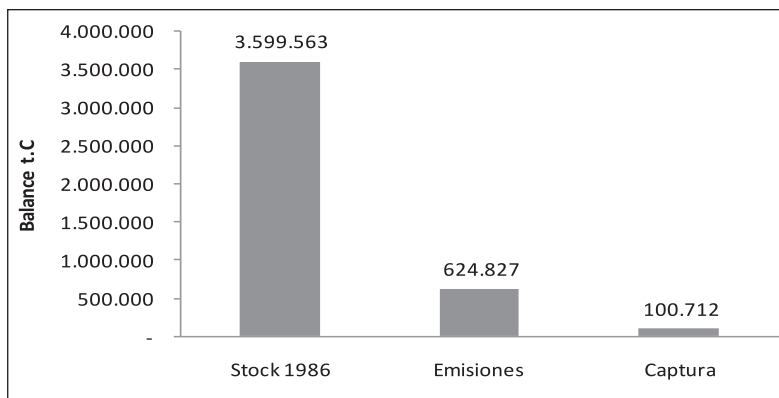


Figura 10.4. Balance neto de carbono

Particularmente, en los Andes se han reportado altas tasas de deforestación que afectan los servicios que prestan los bosques, en los cuales está incluido el almacenamiento de carbono (Cornare, 2004). En particular, este trabajo de la Corporación Autónoma Regional de las Cuencas de los Ríos Negro y Nare (Cornare) mostró que en un área de 350 500 ha hay una deforestación de 1117,8 ha, equivalentes a un 6,5 % para el periodo 1992-2005, es decir, una tasa anual de 0,5 %.

Según el informe del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC, 2000), el carbono es absorbido tanto por la vegetación como por los suelos de los ecosistemas. La cantidad de carbono almacenado es actualmente mucho mayor en los suelos que en la vegetación, particularmente en los ecosistemas no forestales.

En el presente estudio se pudo constatar que en el BN1 se encontraron para el 2001 189,79 t/ha⁻¹ de biomasa aérea, lo que equivale a 94,9 tC/ha⁻¹; mientras que en el suelo se encontraron 100,24 t/ha⁻¹ de biomasa entre necromasa y la biomasa de raíces, esto equivale a un 50,12 tC/ha⁻¹. Se observa que en las reservas de carbono aéreo existe un 44,8 más de carbono que en el suelo. Se debe tener en cuenta que no se incluyen datos de carbono contenido en el suelo, lo que disminuiría esta cifra. Para el BN2 se encontraron 124,36 t/ha⁻¹ de biomasa aérea, lo que equivale a 62,18 tC/ha⁻¹, mientras que entre la necromasa y la biomasa de raíces se hallaron 84,89 t/ha⁻¹ de biomasa, lo que equivale a 42,4 tC/ha⁻¹. Se observa que hay 19,7 tC/ha⁻¹ de más en las reservas de carbono aéreo que en el suelo.

En ambos casos se encuentra mayor proporción de carbono aéreo que en el suelo, concordante con lo que plantea el informe del IPCC (2000), el cual dice que en las

coberturas boscosas el carbono almacenado en la parte aérea es mayor que en el suelo. Para los H se encontraron $12,182 \text{ t/ha}^{-1}$ de biomasa aérea, lo que equivale a $6,09 \text{ tC/ha}^{-1}$, entre la necromasa y la biomasa de raíces se encontraron $25,775 \text{ t/ha}^{-1}$, lo que equivale a $12,89 \text{ tC/ha}^{-1}$. Se observa que hay $6,8 \text{ tC/ha}^{-1}$ de más en las reservas de carbono en el suelo. En los pn se hallaron $10,69 \text{ t/ha}^{-1}$ de biomasa aérea, lo que equivale a $5,34 \text{ tC/ha}^{-1}$, en cambio entre la necromasa y la biomasa de raíces se encontraron $6,26 \text{ t/ha}^{-1}$, lo que equivale a $3,13 \text{ tC/ha}^{-1}$. Se observa que hay $2,215 \text{ tC/ha}^{-1}$ de más en las reservas de carbono aéreo. Los resultados obtenidos para el H concuerdan con los resultados del informe de IPCC, el cual dice que en ecosistemas no forestales el carbono almacenado es mayor en el suelo que en la parte aérea; no obstante, para los pn estos resultados no concuerdan.

Para el BN1 se encontró un total de biomasa aérea de $189,79 \text{ t/ha}^{-1}$, mientras que en el BN2 se encontró un total de biomasa aérea de $124,36 \text{ t/ha}^{-1}$. Al comparar estos resultados con los de un estudio hecho por Orrego y Valle (2003), la biomasa aérea del BN1 es mucho menor que la biomasa aérea encontrada en bosques primarios, la cual fue de $246\ 542 \text{ t/ha}^{-1}$. Con respecto a la necromasa, en nuestros resultados se obtuvo $17,62 \text{ t/ha}^{-1}$ para el BN1 y $19,07 \text{ t/ha}^{-1}$ para el BN2. Orrego y Valle (2003) encontraron $13,197 \text{ t/ha}^{-1}$ en bosques primarios intervenidos y $5\ 749 \text{ t/ha}^{-1}$ en bosques secundarios. En ambos casos se obtuvo una mayor cantidad de necromasa en los bosques estudiados en el presente trabajo.

Una explicación para estos resultados puede ser la altura a la que se encuentran estos bosques. La altitud afecta el flujo de CO_2 , pues está estrechamente ligada con la temperatura y la humedad. A mayor elevación hay una fuerte relación negativa entre el carbono del suelo y el flujo de CO_2 , porque la acumulación de carbono puede ser el resultado de bajos niveles de respiración y descomposición en sitios fríos y húmedos (McGroddy y Silver, 2000).

En el BN1 se encontraron $50,12 \text{ tC/ha}^{-1}$ en el suelo, en cambio en el BN2 se encontraron $42,4 \text{ tC/ha}^{-1}$. El BN1 posee $7,72$ más de carbono que el BN2. Estos resultados concuerdan con la propuesta de Moreno y Lara (2003), quienes llegan a resultados similares. Por otro lado, los resultados muestran un ligero aumento en la acumulación de carbono en el BN2 y una disminución en el BN1 y el RB.

Estos resultados coinciden con lo propuesto por Agudelo y Restrepo (2004), que analizaron los cambios de coberturas vegetales en el área de influencia de la central hidroeléctrica Porce II entre 1961 y 2001. Estos autores encontraron cambios notorios, como la conversión de bosque primario y secundario hacia pastos y cambios de pastos hacia bosques secundarios, influenciado principalmente por la actividad ganadera. En nuestro caso, la pérdida del bosque no se da por la ganadería, sino por la dinámica de rotación de cultivos y pastos común en algunos sectores de la zona de estudio, que

incluyen periodos de descanso de la tierra. Para el BN2 la deforestación se presenta principalmente por extracción de leña, envaraderas y otros productos del bosque.

Las emisiones de carbono por deforestación fueron mayores en los RB y BN2 que en los BN1. En cambio, las emisiones por degradación se presentan básicamente de BN1 a BN2 y RB. Se presenta una mayor presión por las coberturas boscosas en estados sucesionales tempranos e intermedios. Estos resultados no concuerdan con muchas investigaciones realizadas donde las mayores emisiones por deforestación tienen lugar en los bosques naturales (Scotti, 2000).

Estos resultados muestran la necesidad de generar políticas claras en términos de la compensación por conservación o restauración de los bosques altoandinos. Actualmente, los mercados de carbono se convierten en una alternativa de compensación. Independiente de si es impulsada por el cumplimiento o es voluntaria, la compra de un Certificado de Emisiones Reducidas (CER) se usa para compensar una emisión en algún otro lugar. Recientemente, los mercados voluntarios han experimentado cierta popularidad, debido a que la amenaza del cambio climático ha pasado a ser más que una especulación científica.

De acuerdo con las tendencias actuales, es claro que las autoridades ambientales deben crear políticas claras que opten por mantener el recurso mediante actividades de pagos por servicios ambientales y por conservación o tratar de mejorar la oferta del recurso mediante actividades de restauración de bosques. Debido a que no se cuenta con bosques completamente intactos en el área de estudio (hasta el BN1 reporta algún grado de intervención), es posible afirmar que la conservación de cualquier bosque en este lugar implica restauración de los ecosistemas boscosos.

Finalmente, es importante resaltar que los proyectos sobre deforestación evitada, como lo son los proyectos de Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación (mecanismo REDD), son un gran potencial para evitar las emisiones de gases de efecto invernadero generados por la deforestación de bosques; contrario a lo que se creía con los proyectos de Mecanismos de Desarrollo Limpio (MDL), los cuales son mucho más complejos, ya que pueden generar presión sobre los bosques naturales y, además, son difíciles de aplicar por las comunidades locales.

Referencias bibliográficas

- Achard, F., Eva, H., Stibig, H., Mayaux, P., Gallego, J. Richards, T. y Malingreau, J. (2002). Determination of Deforestation Rates of the World's Humid Tropical Forests. *Science*, 297(5583), 999-1002.
- Agudelo, E. y Restrepo, J. (2004). *Análisis multitemporal de coberturas vegetales en un bosque húmedo tropical (río Porce, Antioquia)* (Trabajo de grado no publicado). Universidad Nacional de Colombia. Medellín, Colombia.

- Bolin, B. y Sukumar, R. (2000). Global perspective. En R. Watson, I. Noble, B. Bolin, N. Ravindranath, D. Verardo y D. Dokken (Eds.), *Land Use, Land Use-Change, and Forestry* (pp. 23-52). Cambridge: Cambridge University Press.
- Bolívar, J., Buitrago, M. y Cuartas, L. (2004). Ecuaciones de conicidad, volumen y biomasa para bosques de zonas altas del Valle de San Nicolás, Colombia. En Minambiente, Cornare, OIMT y EMPA (Dirs.), *Inventario forestal en los Valles de San Nicolás*. Proyecto “Modelo de financiación alternativo para el manejo sostenible de los bosques de San Nicolás” (PD 54/99 Rev. 2(F)) (pp. 12-46). El Santuario (Colombia): Cornare y Facultad de Ciencias Agropecuarias de la Universidad Nacional de Colombia sede Medellín.
- Brown, S. (1997). *Estimating Biomass and Biomass Change of Tropical Forests: A Primer*. Roma: FAO Forestry Paper 134. Recuperado de <http://www.fao.org/docrep/W4095E/W4095E00.htm>
- Chave, J., Riéra, B. y Dubois M. (2001). Estimation of Biomass in a Neotropical Forest of French Guiana: Spatial and Temporal Variability. *Journal of Tropical Ecology*, 17(1), 79-96.
- Colombia. El Concejo Municipal de La Ceja del Tambo (Antioquia). Acuerdo 031. (2000). Por medio del cual se adopta el Plan Básico de Ordenamiento Territorial del Municipio de La Ceja del Tambo. La Ceja (Antioquia, Colombia): 2000.
- Cornare. (2004). *Plan de manejo sostenible y participativo de los bosques en San Nicolás*. Proyecto “Modelo de financiación alternativo para el manejo sostenible de los bosques de San Nicolás”. El Santuario (Antioquia): Autor.
- Cornare y Universidad Nacional de Colombia. (2002). Inventario forestal. Informe técnico final. Proyecto “Modelo de financiación alternativo para el manejo sostenible de los bosques de San Nicolás, ITTO-MAVDT”. Convenio Interadministrativo, Facultad de Ciencias Agropecuarias. Departamento de Ciencias Forestales. Rionegro (Colombia): Autores
- DeFries, R., Houghton, R., Hansen, M., Field, C., Skole, D. y Townshend, J. (2002). Carbon Emissions from Tropical Deforestation and Regrowth Based on Satellite Observations for the 1980s and 1990s. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 99(22), 14256-14261.
- Holdridge, L. R. (1978). *Ecología basada en zonas de vida*. San José (Costa Rica): Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA).
- Houghton, R. A. (2003). Revised Estimates of the Annual Net Flux of Carbon to the Atmosphere from Changes in Land Use and Land Management 1850-2000. *Tellus*, 55(2), 378-390.
- IPCC. (2000). *Resumen para Responsables de Políticas. Uso de la Tierra, Cambio de Uso de la Tierra y Silvicultura. Informe especial del Grupo de Trabajo III del IPCC*. Nairobi (Kenya): Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático.
- McGroddy, M. y Silver, W. (2000). Variations in Belowground Carbon Storage and Soil CO₂ Flux Rates along a Wet Tropical Climate Gradient. *Biotropica*, 32(4a), 614-624.

- Moreno, F. y Lara, W. (2003). Variación del carbono orgánico del suelo en bosques primarios intervenidos y secundarios. En S. Orrego, J. Del Valle y F. Moreno (Eds.), *Medición de la captura de carbono en ecosistemas forestales tropicales de Colombia: contribuciones para la mitigación del cambio climático* (pp. 189-213). Medellín-Bogotá: Universidad Nacional de Colombia sede Medellín y Centro Andino para la Economía del Medio Ambiente (Caema).
- Orrego, S. y Valle, J. (2003). Existencias y tasas de incremento neto de la biomasa y del carbono en bosques primarios, intervenidos y secundarios. En S. Orrego, J. Del Valle y F. Moreno (Eds.), *Medición de la captura de carbono en ecosistemas forestales tropicales de Colombia: contribuciones para la mitigación del cambio climático* (pp. 215-241). Medellín-Bogotá: Universidad Nacional de Colombia sede Medellín y Centro Andino para la Economía del Medio Ambiente (Caema).
- Scotti, R. (2000). Factores demográficos y ecológicos en la modelación de deforestación tropical de la FAO. En M. Palo y H. Vanhanen (Eds.), *Bosques del mundo, ¿de deforestación a transición?* Holanda: Kluwer Academic Publishing.

RIQUEZA, ABUNDANCIA Y BIOMASA DE HELECHOS
EN UN BOSQUE MONTANO DEL ORIENTE ANTIOQUEÑO

Heriberto David Higuita¹
Esteban Álvarez Dávila²

¹Herbario Universidad de Antioquia

²Laboratorio de Servicios Ecosistémicos y Cambio Climático,
Jardín Botánico Joaquín Antonio Uribe de Medellín

Introducción

A pesar de la importancia ecológica de los árboles, la mayoría de las especies de plantas vasculares en los bosques tropicales pertenecen a otras formas de vida (Linares *et al.*, 2009). Dependiendo del tipo de bosque y las condiciones ecológicas, la contribución relativa de las hierbas del sotobosque, los arbustos, las lianas y las epífitas varía considerablemente (Wolf y Flamenco, 2003; Linares y Kessler, 2009). Sin embargo, las hierbas del sotobosque y las plantas epífitas pueden representar alrededor del 45 % de la diversidad de plantas vasculares en los bosques tropicales (Gentry y Dodson, 1987).

En particular, los helechos representan uno de los grupos de plantas no arbóreas de mayor importancia en la biodiversidad de los bosques tropicales (Salazar *et al.*, 2013). Los helechos (Monilophyta) y las licófitas (Lycophyta; por simplificación, en adelante también denominadas helechos) se distribuyen a nivel mundial, con un total de 11 000 especies (Smith *et al.*, 2006), y son más diversos en los bosques montanos tropicales (Moran, 2004; Kreft, Jetz, Mutke y Barthlott, 2010; Kessler, Kluge, Hemp y Ohlemüller, 2011). En bosques húmedos tropicales los helechos están entre los grupos de plantas más abundantes y diversas, lo que representa del 6,5 al 25 % de la flora de plantas vasculares a escalas locales (0,01 a 1 ha) (Whitmore, Peralta y Brown, 1985; Ibsch, 1996; Balslev, Valencia, Paz-y-Miño, Christensen y Nielsen, 1998; Linares *et al.*, 2009). Numerosos estudios han demostrado que la riqueza de especies de helechos comúnmente muestra un patrón en forma de joroba con un pico a medias elevaciones (Kessler, 2000, 2001a, 2001b; Hemp, 2001, 2002; Bhattarai, Vetaas y Grytnes, 2004; Krömer, Kessler, Gradstein y Acebey, 2005; Kluge, Kessler y Dunn, 2006; Kluge, Bach y Kessler, 2008). Un análisis global mostró recientemente que esto era especialmente cierto en los trópicos para gradientes altitudinales amplios, que incluyen desde las tierras bajas (0 m s. n. m.) hasta la línea de árboles (> 3000 m s. n. m. aproximadamente) (Kessler *et al.*, 2011).

En particular, existen varias razones para usar los helechos en el estudio de la biodiversidad de los bosques montanos en Antioquia:

1. Con alrededor de 790 especies que se han reportado para la región (Idárraga y Callejas, 2011), representan uno de los grupos con mayor diversidad del departamento.
2. Dada la gran diversidad de helechos en el bosque montano, pueden ser excelentes especies indicadoras y utilizarse como taxones sustitutos para estudiar la diversidad en un sitio, y comparar la diversidad entre los sitios (Williams, Palacios y Hernández, 2005).
3. La preferencia de los helechos por ciertos ambientes hace que la presencia (o ausencia) de este grupo sea un buen indicador para identificar el estado de conservación de un área en general (Hietz y Briones, 1998).
4. La mayoría de los helechos son terrestres, por lo que son más fáciles de coleccionar que otros grupos altamente diversos como las orquídeas, que en su mayoría son epífitas, y tienen un alto grado de endemismo.
5. Los helechos son uno de los grupos más antiguos de plantas y se distribuyen en todas las regiones tropicales, subtropicales y templadas del planeta, pero su alta riqueza de especies se ha reducido debido a la destrucción de su hábitat (Mutke y Barthlott, 2005).
6. La taxonomía de los helechos de los bosques de Antioquia ha sido estudiada y se cuenta con experiencia taxonómica local (Rodríguez, 2002).

Los estudios biológicos de los helechos en general se han llevado a cabo en una o unas pocas especies y comúnmente a una escala geográfica fina o se han centrado en subconjuntos de especies como epífitas o taxones raros, pero el interés en estudiar los patrones de diversidad y productividad en la comunidad se ha incrementado sustancialmente (Salazar *et al.*, 2013).

En este trabajo se reporta la riqueza de especies y la biomasa de helechos en una parcela de 1 ha, en un bosque montano del Oriente Antioqueño. Concretamente, quisimos responder a las siguientes preguntas: ¿cuál es el número total de especies de helechos? ¿Cuál es la contribución de las especies de helechos a la riqueza total de plantas vasculares? ¿Cómo se distribuye la riqueza, la abundancia y la biomasa de helechos entre los diferentes hábitos de crecimiento? ¿Cómo se compara la diversidad de helechos de este bosque en relación con otros bosques tropicales?

2.1 Metodología

2.1.1 Área de estudio

El estudio se realizó en la Reserva Natural Monteviso, la cual ocupa un área aproximada de 50 ha, hace parte del Parque Regional Arví e integra territorios de los municipios de Medellín y Guarne, en el departamento de Antioquia. En el área se encuentran formaciones vegetales en diferentes estadios sucesionales con algunos remanentes de plantaciones forestales de *Pinus patula*. El estudio se realizó en el fragmento mejor conservado de la reserva de unas 15 ha, el cual está compuesto por un área remanente de bosque primario y un bosque de regeneración de aproximadamente cincuenta años.

La Reserva Natural Monteviso está situada entre las coordenadas 6° 12' 48,1" N, 75° 29' 32,2" O, hace parte de la cordillera de los Andes y está ubicada a una altura entre 2500 y 2680 m s. n. m. (figura 11.1a). De acuerdo con el sistema de clasificación

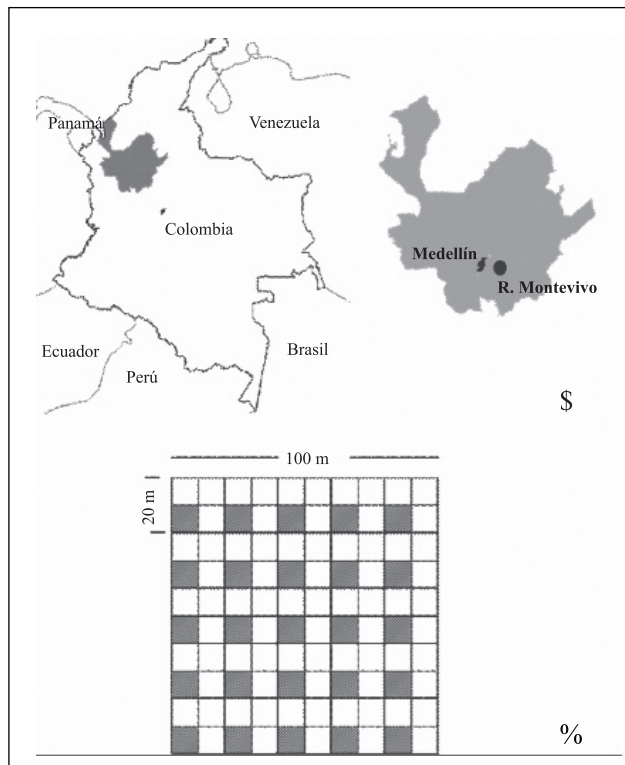


Figura 11.1. Reserva Natural Monteviso. A) Área de estudio; B) Esquema de la parcela permanente.

de zonas de vida de Holdridge (1982), esta área pertenece a la zona de transición entre el piso altitudinal premontano y montano bajo. Considerando las condiciones de temperatura y precipitación corresponde a las zonas de vida de bosque húmedo montano bajo (bh-MB) y bosque muy húmedo montano bajo (bmh-MB). Presenta una temperatura promedio de 17 °C y temperaturas máximas y mínimas de 20 y 5 °C, respectivamente. Su precipitación media anual es de 1948 mm y su humedad relativa promedio anual es del 82 %, con dos periodos lluviosos entre marzo-mayo y entre septiembre-noviembre y dos periodos secos entre diciembre-febrero y entre junio-agosto (Corantioquia, 2001; Corantioquia y Universidad Nacional de Colombia, 1997). El relieve de la parcela está formado de pequeñas colinas con pendientes entre 25 y 45°. Sus suelos son ácidos, de textura arcillosa, con cenizas volcánicas tipo andisol, con alto contenido de materia orgánica.

2.1.2 *Estimación de la diversidad y abundancia de helechos*

Durante los meses de septiembre del 2002 y marzo del 2003 se estableció una parcela permanente de 1 ha (100 x 100 m), con un 80 % de bosque primario y un 20 % de bosque secundario (con cincuenta años de descanso), siguiendo la metodología estandarizada para este tipo de estudios con el fin de evaluar y hacer un seguimiento de la biodiversidad (Vallejo *et al.*, 2005). La parcela fue dividida en 100 cuadrantes de 10 x 10 m (100 m²) (figura 11.1b). Dentro de los cuadrantes fueron muestreados, medidos y numerados con placas de aluminio todos los helechos arbóreos que presentaran un dap \geq 5 cm; esta medición se realizó a 1,30 cm de altura.

Los helechos arbóreos con dap entre 1 y 5 cm fueron muestreados, medidos, numerados y marcados con placas de aluminio en 25 subcuadrantes de 100 m² (10 x 10 m), para obtener una muestra de 0,25 ha. Se colectaron muestras botánicas de todas las especies de helechos encontrados dentro de la parcela. Los datos registrados en campo fueron: el número del individuo, la especie o morfoespecie, la altura total (en el caso de los helechos terrestres y epífitos, estos últimos agrupados por clases de altura) y el hábito de crecimiento.

En los subcuadrantes donde se midieron los helechos con dap entre 1 y 5 cm, se colectaron y contaron todas las especies de porte bajo que no alcanzan alturas mayores de 0,5 m, o que por su hábito de crecimiento no desarrollan un dap \geq 1 cm (algunos helechos terrestres, epífitos y escandentes). Para la mayoría de las especies fue posible distinguir y contar los individuos. En las especies clonales, cada “clump” fue contado como un individuo. Cada individuo fue identificado hasta especie (o morfoespecie) por comparación con una guía de campo preparada con muestras colectadas dentro de la parcela.

Se cuantificó el número de individuos de las especies epífitas siempre que el árbol hospedero estuviera dentro de los subcuadrantes; para la identificación y conteo de

este grupo de helechos, se utilizaron binoculares con el fin de examinar cada una de las ramas de los árboles hospederos, se identificaron los individuos en el dosel y se estimó su altura hasta donde fue posible. Los datos registrados en campo para las especies de porte bajo y epífitas fueron: el número del individuo, la especie o morfoespecie, la altura total y el hábito de crecimiento.

Los hábitos de crecimiento consideran cuatro categorías: arbóreos (helechos que desarrollan un tallo similar al de los árboles), terrestres (sin tallos), escandentes y epífitos. Individuos de algunas especies se pueden encontrar en dos categorías de hábitos (por ejemplo, terrestre-epífito), en estos casos se asignó una sola categoría dependiendo de la predominancia del hábito.

El material vegetal colectado fue determinado con la ayuda de bibliografía especializada, claves y monografías, la comparación con colecciones del Herbario Universidad de Antioquia (HUA), de la base de datos del Missouri Botanical Garden (www.missouribotanicalgarden.org) y con la colaboración de especialistas locales en la familia. La validez de los nombres científicos fue consultada en bases especializadas, como International Plant Names Index (IPNI), Tropicos y The Plant List. Adicionalmente, las muestras botánicas fueron depositadas en el Herbario Universidad de Antioquia (HUA) y en el herbario del Jardín Botánico Joaquín Antonio Uribe de Medellín (JAUM).

2.1.3 Biomasa de helechos

Para estimar la biomasa de los helechos se construyeron ecuaciones de biomasa a partir de una base de datos de individuos de helechos cortados y pesados en campo. Estos valores fueron obtenidos en diferentes sitios del Oriente Antioqueño y de Colombia, como parte de los trabajos de tala y despeje de corredores de servidumbre en la construcción de proyectos de transmisión de energía. El procedimiento incluyó la medición del diámetro (en el caso de los helechos arbóreos), la altura máxima de las hojas (en el caso de los helechos arbóreos, terrestres y epífitos) o la longitud hasta la hoja más larga (en el caso de los helechos escandentes) de los individuos seleccionados.

Cada individuo fue cosechado y pesado en campo, donde se tomaron muestras para determinar su contenido de humedad y la biomasa (peso seco en kilogramos). Las ecuaciones fueron construidas con el método estadístico de regresión lineal simple y múltiple, usando el dap y la altura total de cada individuo como variables predictoras. Finalmente, se construyeron tres tipos de modelos para diferentes hábitos (tabla 11.1).

Se registraron en total 1077 individuos, distribuidos en 49 especies, 23 géneros y 13 familias, y que tuvieron una biomasa total de 0,35 t/ha. En la tabla 11.2 se presenta el listado de las especies con su respectiva abundancia y biomasa, extrapoladas a 1 ha,

para efectos de comparación con otros estudios. Solo 38 individuos se encontraron en la categoría de $dap \geq 5$ cm (en la parcela de 1 ha) y todos corresponden a la especie *Cyathea meridensis*. La especie *Sticherus rubiginosus* fue la más abundante en la muestra, seguida de *Polypodium levigatum*, *Blechnum cordatum* y *Pteridium arachnoideum*.

Tabla 11.1. Ecuaciones utilizadas en este estudio para estimar la biomasa de los helechos. Dap: diámetro del tronco a 1,30 del suelo; AT: altura total de cada individuo; exp: exponencial; ln: logaritmo natural.

Ecuación	Modelo – Biomasa (kg)	n	R ²	Hábito
1	$\exp(-4,63368 + 1,07436 * \ln(dap^{2*}AT))$	97	92,6	Arbóreo con tallo
2	$\exp(-2,8353 + 0,9923 * \ln(AT))$	32	68,7	Terrestres, epífitos, arbóreos sin tallo
3	$\exp(-3,2995 + 1,1796 * \ln(AT))$	37	73,9	Escandentes

Tabla 11.2. Listado de especies, número de individuos (ind) y biomasa por hectáreas (biom/ha) de los helechos en un bosque montano del Oriente Antioqueño. APG: ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP.

Especie	Familia APG	Hábito	N.º ind/ha	Biom/ha (kg)
<i>Asplenium auritum</i>	Aspleniaceae	Epífito	28	0,4128
<i>Asplenium pteropus</i>	Aspleniaceae	Epífito	4	0,0357
<i>Blechnum cordatum</i>	Blechnaceae	Terrestre	500	23,8673
<i>Blechnum fragile</i>	Blechnaceae	Epífito	4	0,0652
<i>Blechnum stipitellatum</i>	Blechnaceae	Terrestre	4	0,0946
<i>Cyathea fulva</i>	Cyatheaceae	Arbóreo	8	0,6870
<i>Cyathea caracasana</i>	Cyatheaceae	Arbóreo	275	170,04
<i>Paesia glandulosa</i>	Dennstaedtiaceae	Terrestre	16	0,9392
<i>Pteridium arachnoideum</i>	Dennstaedtiaceae	Terrestre	160	10,7624
<i>Arachniodes denticulata</i>	Dryopteridaceae	Terrestre	4	0,1648
<i>Diplazium sp1</i>	Dryopteridaceae	Terrestre	4	0,1180
<i>Diplazium sp2</i>	Dryopteridaceae	Terrestre	32	1,9917
<i>Elaphoglossum antioquianum</i>	Dryopteridaceae	Epífito	24	0,5053
<i>Elaphoglossum latifolium</i>	Dryopteridaceae	Terrestre	72	2,4049
<i>Elaphoglossum muscosum</i>	Dryopteridaceae	Epífito	120	0,8861
<i>Elaphoglossum luridum</i>	Dryopteridaceae	Epífito	4	0,0969
<i>Elaphoglossum sec.lepiglossa</i>	Dryopteridaceae	Epífito	4	0,0652

<i>Elaphoglossum</i> sp1	Dryopteridaceae	Epifito	8	0,0454
<i>Elaphoglossum</i> sp2	Dryopteridaceae	Epifito	16	0,0761
<i>Elaphoglossum</i> sp3	Dryopteridaceae	Epifito	24	0,5023
<i>Elaphoglossum urophyllum</i>	Dryopteridaceae	Terrestre	8	0,3062
<i>Equisetum bogotense</i>	Equisetaceae	Terrestre	8	0,6323
<i>Sticherus rubiginosus</i>	Gleicheniaceae	Terrestre	1476	71,5286
<i>Hymenophyllum farallonense</i>	Hymenophyllaceae	Epifito	28	0,4183
<i>Hymenophyllum fucoides</i>	Hymenophyllaceae	Epifito	4	0,0357
<i>Hymenophyllum interruptum</i>	Hymenophyllaceae	Epifito	16	0,3080
<i>Lycopodium clavatum</i>	Lycopodiaceae	Terrestre	64	3,1025
<i>Lycopodium jussiaei</i>	Lycopodiaceae	Terrestre	44	1,5316
<i>Lycopodium thyoides</i>	Lycopodiaceae	Terrestre	8	0,2595
<i>Marattia laevis</i>	Marattiaceae	Terrestre	4	0,2348
<i>Marattia</i> sp	Marattiaceae	Terrestre	4	0,3511
<i>Campyloneurum amphostenon</i>	Polypodiaceae	Epifito	8	0,1460
<i>Cochlidium serrulatum</i>	Polypodiaceae	Epifito	8	0,0195
<i>Grammitis limbata</i>	Polypodiaceae	Epifito	8	0,0578
<i>Lellingeria phlegmaria</i>	Polypodiaceae	Epifito	8	0,0442
<i>Melpomene pilosissima</i>	Polypodiaceae	Epifito	4	0,0098
<i>Pleopeltis macrocarpa</i>	Polypodiaceae	Epifito	44	0,5422
<i>Polypodium fraxinifolium</i>	Polypodiaceae	Epifito	36	0,7335
<i>Serpocaulon funckii</i>	Polypodiaceae	Epifito	32	0,9295
<i>Polypodium levigatum</i>	Polypodiaceae	Escandente	968	48,5650
<i>Serpocaulon semipinnatifidum</i>	Polypodiaceae	Epifito	56	1,3199
<i>Polypodium</i> sp	Polypodiaceae	Epifito	8	0,0578
<i>Terpsichore taxifolia</i>	Polypodiaceae	Epifito	12	0,2025
<i>Eriosorus flexuosus</i>	Pteridaceae	Terrestre	8	0,1186
<i>Eriosorus glaberrimus</i>	Pteridaceae	Escandente	4	0,3511
<i>Eriosorus velleus</i>	Pteridaceae	Terrestre	16	0,4252
<i>Thelypteris deflexa</i>	Thelypteridaceae	Terrestre	8	0,3997
<i>Thelypteris hispidula</i>	Thelypteridaceae	Terrestre	24	0,7550
total			4227	347,1506

2.2 Resultados

Estas 5 especies representan el 80 % del total de los individuos y el 94 % de la biomasa (figura 11.2a). En la figura 11.2b se presentan los 10 géneros con mayor abundancia, que equivalen al 90,3 % del total. *Elaphoglossum* y *Polypodium* fueron los géneros con mayor número de especies (9 y 5, respectivamente) y *Sticherus* y *Polypodium* los géneros más abundantes. A nivel de familias, Polypodiaceae y Dryopteridaceae presentaron ambas el mayor número de especies (12 cada una), pero Gleicheniaceae (con solo 1 especie) fue la más abundante (figura 11.2c).

La distribución por hábitos de crecimiento muestra que las epífitas fueron el grupo con mayor riqueza (24 especies), seguido de los helechos terrestres (20), que representan el 89,8 % del total de las especies (figura 11.2d). El hábito terrestre fue el

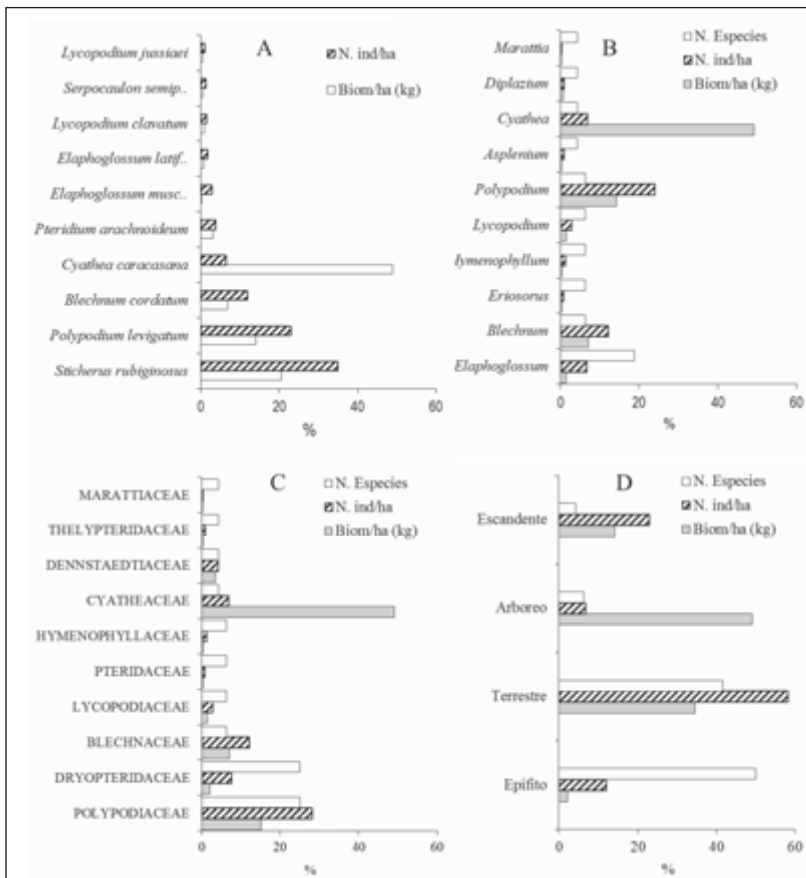


Figura 11.2. Valores de diversidad, abundancia y biomasa obtenidos en el muestreo. A) Especies representativas; B) Géneros representativos; C) Familias con mayor número de especies; D) Hábitos de crecimiento representativos.

más abundante (con 48 % del total de los individuos), seguido del hábito escandente (23 %), el cual registró mayores valores de biomasa. Las curvas de acumulación de especies e individuos indican que se puede encontrar un mayor número de especies con el incremento en el área de muestreo. El estimador ACE calcula un número máximo de 60 especies y el Chao 1 54 especies (figura 11.3).

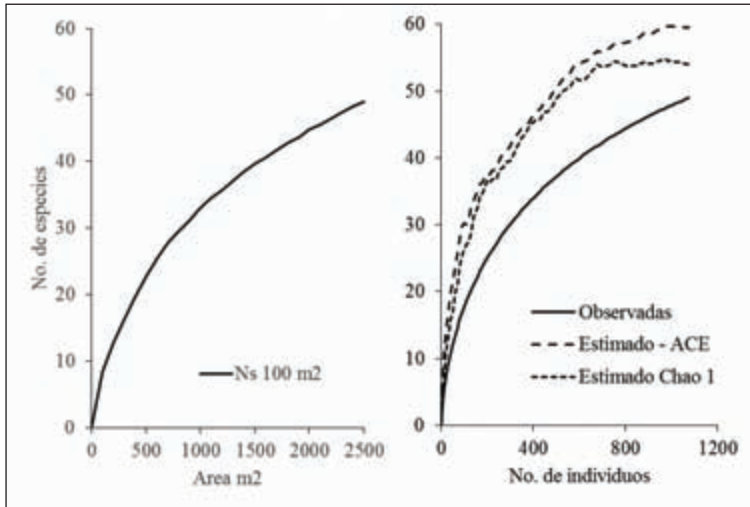


Figura 11.3. Curvas de acumulación de especies e individuos

2.3 Discusión

Los resultados del presente estudio muestran que existe una gran diversidad alfa de especies de helechos en los bosques del Oriente Antioqueño. Las 48 especies encontradas en 0,25 ha representan el 67,6 % del total de las especies reportadas en el Parque Regional Arví. David y Álvarez (2015) reportaron en la Reserva Natural Montevivo un total de 148 especies de hierbas terrestres, epífitas y escandentes, de las cuales el 31 % son helechos, y 57 especies de hierbas terrestres, de las cuales el 34 % son helechos. Estos datos son comparables con estudios recientes que muestran que en América tropical los helechos comprenden el 33 % de las hierbas terrestres, en África el 42 % y en Asia el 50 % (Cicuzza *et al.*, 2013).

La comparación con estudios similares sugiere una alta diversidad de helechos en la Reserva Natural Montevivo. Linares *et al.* (2009) reportaron 18, 29 y 44 especies de helechos en tres parcelas de 1 ha en un bosque subhúmedo/húmedo de la región de los Volcanes de Santa Cruz, Bolivia, equivalentes al 6, 8 y 12 % del total de las especies, respectivamente. Kelly *et al.* (2004) reportaron 48 especies en un bosque húmedo montano de 1,5 ha, ubicado en el pico Bolívar, Venezuela, equivalentes al 22 % del

total. Las 48 especies de helechos encontradas en nuestro estudio representan el 15 % de la riqueza total de plantas vasculares encontradas en la parcela de 1 ha.

Actualmente existen una gran cantidad de estudios que utilizan parcelas de 400 m² para estudiar patrones de diversidad de helechos en el trópico. Salazar *et al.* (2013) estudiaron siete transectos altitudinales entre Bolivia y México, reportando para los 2500 m s. n. m. una riqueza de 15 especies de helechos en Bolivia y México, consecutivamente, 50 especies en la Amazonia de Ecuador, 50 en Costa Rica y un promedio de 35 especies para todos los sitios.

La riqueza de nuestra área de estudio en 400 m² fue de 20 especies (figura 11.3), un valor inferior a lo esperado. Este resultado se puede explicar por el pequeño tamaño del fragmento estudiado en la Reserva Natural Montevivo (1 ha) y por la perturbación antrópica que ha sufrido el fragmento en el pasado. Watkins, Cardelus, Colwell y Moran (2006) registraron 264 especies en seis sitios que cubren un área total de muestreo de 3600 m² y un rango altitudinal de casi 2600 m. En su caso, la curva de acumulación total de especies no se saturó, lo que sugiere que los números reales son más altos.

Otros inventarios regionales y locales han registrado muchas menos especies. Tuomisto, Ruokalainen, Aguilar y Sarmiento (2003) registraron 280 especies en 163 transectos amazónicos, cada uno de 500 x 5 m. Métodos similares fueron empleados por Tuomisto *et al.* (2002), quienes tomaron muestras de 27 transectos y registraron 140 especies. En un estudio más amplio, Tuomisto y Poulsen (2000) examinaron un área combinada de más de 35 000 m² en sitios de las tierras bajas en Perú y Ecuador y registraron solo 40 especies. El mayor conteo de especies se hizo en las montañas de Bolivia por Kessler (2001b), quien reportó 755 especies de helechos de 65 sitios que abarcan una distancia de más de 800 km. En otro estudio de un gradiente altitudinal (450-3905 m), Kessler (2001a) registró 493 helechos en 204 parcelas de 400 m² cada una.

Existe poca información sobre la contribución de los helechos a la biomasa de los bosques tropicales, aunque los reportes generalmente muestran que es baja. Shukla y Chakravarty (2012) encontraron una biomasa aérea de 0,42 t/ha en un bosque húmedo tropical (bh-T) de tierras bajas en la India. Este valor es similar a las 0,35 t/ha encontradas en nuestro estudio. Trabajos como el propuesto por Medeiros y Aidar (2011) reportan 12,7 t/ha, 0,9 t/ha y 1,34 t/ha en tres diferentes bosques (Ripario, Valle y Colina) del estado de São Paulo, Brasil, mostrando que la fisiografía y los suelos pueden tener un efecto importante en la biomasa de helechos. Con respecto a la productividad (carbono fijado por año), Kessler, Salazar, Homeier y Kluge (2014) presentan datos con valores que oscilan entre el 1,9 y el 6,3 % del total, en rangos altitudinales entre 500 y 4000 m s. n. m., respectivamente.

En relación con las ecuaciones de biomasa pocos estudios reportan modelos para hábitos de crecimiento diferentes a los árboles. En uno de los pocos estudios encontrados, Oliveras *et al.* (2013) construyeron modelos para la estimación de la biomasa de hierbas en los páramos del Ecuador. Estos autores reportan que el área basal, la altura máxima y el área de la copa permiten desarrollar ecuaciones alométricas adecuadas para estimar la biomasa y la productividad de especies individuales. En este caso, el área basal y el área de la copa fueron las variables predictoras más importantes, pero la adición de la altura máxima siempre mejoró el ajuste de los modelos. Otros estudios en pastizales de gramíneas (Andariese y Covington, 1986; Johnson, Johnson y West, 1998; Nafus, McClaran, Archer y Throop, 2009) también han encontrado que el área basal es la principal variable explicativa, pero sus resultados difieren con respecto a la inclusión de otras variables. Estos estudios reportaron pequeña o ninguna mejora cuando se añadió la altura de las plantas en sus modelos. Guevara, Gonnet y Estevez (2002) reportaron que adicionar la altura mejoró el modelo para algunas especies investigadas; sin embargo, las ecuaciones basadas solo en la altura máxima no fueron buenos predictores de la biomasa aérea, ni las ecuaciones basadas solo en el área de la copa.

En resumen, el área basal demostró ser el principal determinante de la bondad de ajuste en las ecuaciones de Oliveras *et al.* (2013). En el caso de las ecuaciones para los helechos presentadas en este estudio, el diámetro del tronco y la altura fueron adecuadas para predecir la biomasa de los helechos arbóreos, pero la altura explicó un porcentaje relativamente bajo de la variación en la biomasa de los helechos epífitos (69 %) y los escandentes (73 %), indicando que otras variables como el diámetro de la copa (no tomadas en este estudio) pueden contribuir a mejorar dicho ajuste.

Con base en los resultados aquí obtenidos se puede evidenciar que los helechos son un componente importante de la biodiversidad en el bosque estudiado, lo que coincide con otros reportes de las regiones tropicales. Considerando que la mayor cantidad de estudios de biodiversidad en los bosques tropicales en parcelas se centran en los árboles con un dap ≥ 10 cm (Sundarapandian y Swamy, 2000; Orozco y Camacho, 1997; Cascante y Estrada, 2001; Vázquez y Givnish, 1998; Valencia, 1995; Jorgensen, Ulloa, Valencia y Madsen, 1995; Valencia *et al.*, 1998; Smith y Killeen, 1998), o en el conjunto de especies leñosas con un dap $\geq 2,5$ cm (Gentry, 1988, 1995; Phillips y Miller, 2002), es posible afirmar que se ha subestimado la diversidad de las diferentes comunidades vegetales. Por lo tanto, para tener una idea más acertada de la diversidad florística de los bosques tropicales es necesario incluir otros hábitos de crecimiento (helechos, hierbas, lianas), pues constituyen una porción significativa de la riqueza de especies. Esta hipótesis es corroborada por otros estudios en la Reserva Natural Montevivo (David y Álvarez, 2015), donde los elementos leñosos $\geq 2,5$ y ≥ 10 cm de dap aportan solamente a la composición de especies el 28,8 y 16,3 %,

respectivamente, y más del 70 y 80 % de la riqueza de especies es proporcionada por especies no leñosas, como hierbas, enredaderas, hemiepífitas y epífitas.

Estos resultados son consistentes con diferentes estudios donde se demuestra que al incluir nuevos rangos de dap y la información de todos los hábitos de crecimiento se aumenta ostensiblemente la diversidad de plantas (Whitmore *et al.*, 1985; Gentry y Dodson, 1987; Duivenvoorden, 1994; Franco, Betancur y Fernández, 1997; Balslev *et al.*, 1998; Galeano, Suárez y Balslev, 1998; Álvarez, Londoño y Cogollo, 2001). Además, la inclusión de estas nuevas variables permite dilucidar la participación ecológica de los elementos que componen los estratos inferiores del bosque, los cuales son de gran importancia en los bosques húmedos y pluviales del Neotrópico, junto con otros hábitos de crecimiento como las epífitas.

Referencias bibliográficas

- Álvarez, E., Londoño, A. y Cogollo, A. (2001). Total Count of Plant Species in an Unflooded Forest of the Colombian Amazonia. Material inédito (sometido a *Biodiversity and Conservation*).
- Andariese, S. y Covington, W. (1986). Biomass Estimation for Four Common Grass Species in Northern Arizona Ponderosa Pine. *Journal of Range Manage*, 39(5), 472-473.
- Balslev, H., Valencia, R., Paz-y-Miño, G., Christensen, H. y Nielsen, I. (1998). Species Count of Vascular Plants in 1-Hectare of Humid Lowland Forest in Amazonian Ecuador. En F. Dallmeier y J. Comiskey (Eds.), *Forest Biodiversity in North, Central and South America, and the Caribbean: Research and Monitoring* (pp. 585-594). París-Nueva York: Unesco y The Parthenon Publishing Group.
- Bhattarai, K., Vetaas, O. y Grytnes, J. (2004). Fern Species Richness along a Central Himalayan Elevational Gradient, Nepal. *Journal of Biogeography*, 31(3), 389-400.
- Cascante, A. y Estrada, A. (2001). Composición florística y estructura de un bosque húmedo premontano en el Valle Central de Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 49(1), 213-225.
- Cicuzza, D., Krömer, T., Poulsen, A., Abrahamczyk, S., Delhotal, T., Piedra, H. y Kessler, M. (2013). A Transcontinental Comparison of the Diversity and Composition of Tropical Forest Understory Herb Assemblages. *Biodiversity and Conservation*, 22(3), 755-772.
- Corantioquia. (2001). *Plan Maestro Parque Regional Arví*. Tomo 1. Medellín: Corporación Autónoma Regional del Centro de Antioquia (Corantioquia) y Unión Temporal Holos-Fundación Natura.
- Corantioquia y Universidad Nacional de Colombia. (1997). *Estudios estructurales y demográficos en robledales del norte y centro de Antioquia*. Medellín: Universidad Nacional de Colombia.
- David, H. y Álvarez, E. (2015). Representatividad a escala regional de un inventario florístico detallado de una hectárea en los Andes tropicales. *Colombia Forestal*, 18(2), 207-224.

- Duivenvoorden, J. F. (1994). Vascular Plant Species Counts in the Rainforest of the Middle Caquetá Area, Colombian Amazonia. *Biodiversity and Conservation*, 3(8), 685-715.
- Franco, P., Betancur, J. y Fernández, J. (1997). Diversidad florística en dos bosques subandinos del sur de Colombia. *Caldasia*, 19(1-2), 205-234.
- Galeano, G., Suárez, E. y Balslev, H. (1998). Vascular Plant Species Count in a Wet Forest in the Chocó Area on the Pacific Coast of Colombia. *Biodiversity and Conservation*, 7(12), 1563-1575.
- Gentry, A. H. (1988). Changes in Plant Community Diversity and Floristic Composition on Environmental and Geographical Gradients. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 75(1), 1-34.
- . (1995). Patterns of Diversity and Floristic Composition in Neotropical Montane Forests. En S. Churchill, H. Balslev, E. Forero y J. Luteyn (Eds.), *Biodiversity and Conservation of Neotropical Montane Forests* (pp.103-126). Actas del simposio New York Botanical Garden, 21-26 junio de 1993. Nueva York: The New York Botanical Garden.
- Gentry, A. H. y Dodson, C. (1987). Contribution of Nontrees to Species Richness of a Tropical Rain Forest. *Biotropica*, 19(2), 149-156.
- Guevara, J., Gonnet, J. y Estevez, O. (2002). Biomass Estimation for Native Perennial Grasses in the Plain of Mendoza, Argentina. *Journal of Arid Environments*, 50(4), 613-619.
- Hemp, A. (2001). Ecology of the Pteridophytes on the Southern Slopes of Mt. Kilimanjaro. II: Habitat Selection. *Plant Biology*, 3(5), 493-523.
- . (2002). Ecology of the Pteridophytes on the Southern Slopes of Mt. Kilimanjaro. I. Altitudinal Distribution. *Plant Ecology*, 159(2), 211-239.
- Hietz, P. y Briones, O. (1998). Correlation between Water Relations and Within-Canopy Distribution of Epiphytic Ferns in a Mexican Cloud Forest. *Oecologia*, 114(3), 305-316.
- Holdridge, L. R. (1982). *Ecología basada en zonas de vida*. San José (Costa Rica): Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA).
- Ibisch, P. L. (1996). *Neotropische Epiphytendiversität - das Beispiel Bolivien*. Alemania: Martina Galunder.
- Idárraga, Á. y Callejas, R. (2011). Análisis florístico de la vegetación del departamento de Antioquia. En Á. Idárraga, R. Ortiz, R. Callejas y M. Merello (Eds.), *Flora de Antioquia: catálogo de las plantas vasculares. II: Listado de las plantas vasculares del departamento de Antioquia* (pp. 7-115). Medellín-Bogotá: Universidad de Antioquia, Missouri Botanical Garden, Departamento Administrativo de Planeación Gobernación de Antioquia y D'Vinni.
- Johnson, P., Johnson, C. y West, N (1998). Estimation of Phytomass for Ungrazed Crested Wheatgrass Plants Using Allometric Equations. *Journal of Range Management*, 41(5), 421-425.

- Jorgensen, P., Ulloa, R., Valencia, R. y Madsen, J. (1995). A Floristic Analysis of the High Andes of Ecuador. En S. Churchill, H. Balslev, E. Forero y J. Luteyn (Eds.), *Biodiversity and Conservation of Neotropical Montane Forests* (pp. 221-237). Actas del simposio New York Botanical Garden, 21-26 junio de 1993. Nueva York: The New York Botanical Garden.
- Kelly, D., O'Donovan, G., Feehan, J., Murphy, S., Drangeid, S. O. y Marcano-B., L. (2004). The Epiphyte Communities of a Montane Rain Forest in the Andes of Venezuela: Patterns in the Distribution of the Flora. *Journal of Tropical Ecology*, 20(6), 643-666.
- Kessler, M. (2000). Elevational Gradients in Species Richness and Endemism of Selected Plant Groups in the Central Bolivian Andes. *Plant Ecology*, 149(2), 181-193.
- . (2001a). Pteridophyte Species Richness in Andean Forests in Bolivia. *Biodiversity and Conservation*, 10(9), 1473-1495.
- . (2001b). Patterns of Diversity and Range Size of Selected Plant Groups along an Elevational Transect in the Bolivian Andes. *Biodiversity and Conservation*, 10(11), 1897-1921.
- Kessler, M., Kluge, J., Hemp, A. y Ohlemüller, R. (2011). A Global Comparative Analysis of Elevational Species Richness Patterns of Ferns. *Global Ecology and Biogeography*, 20(6), 868-880.
- Kessler, M., Salazar, L., Homeier, J. y Kluge, J. (2014). Species Richness-Productivity Relationships of Tropical Terrestrial Ferns at Regional and Local Scales. *Journal of Ecology*, 102(6), 1623-1633.
- Kluge, J., Bach, K. y Kessler, M. (2008). Elevational Distribution and Zonation of Tropical Pteridophyte Assemblages in Costa Rica. *Basic and Applied Ecology*, 9(1), 35-43.
- Kluge, J., Kessler, M. y Dunn, R. (2006). What Drives Elevational Patterns of Diversity? A Test of Geometric Constraints, Climate and Species Pool Effects for Pteridophytes on an Elevational Gradient in Costa Rica. *Global Ecology and Biogeography*, 15(4), 358-371.
- Kreft, H., Jetz, W., Mutke, J. y Barthlott, W. (2010). Contrasting Environmental and Regional Effects on Global Pteridophyte and Seed Plant Diversity. *Ecography*, 33(2), 408-419.
- Krömer, T., Kessler, M., Gradstein, S. y Acebey, A. (2005). Diversity Patterns of Vascular Epiphytes along an Elevational Gradient in the Andes. *Journal of Biogeography*, 32(10), 1799-1809.
- Linares, R., Cardona, V., Hennig, E., Hensen, I., Hoffmann, D., Lenzion, J., Soto, D., Herzog, S. y Kessler, M. (2009). Non-Woody Life-Form Contribution to Vascular Plant Species Richness in a Tropical American Forest. *Plant Ecology*, 201(1), 87-99.
- Linares, R. y Kessler, M. (2009). The Role of Dispersal Ability, Climate and Spatial Separation in Shaping Biogeographical Patterns of Phylogenetically Distant Plant Groups in seasonally dry Andean Forests of Bolivia. *Journal of Biogeography*, 36(2), 280-290.
- Medeiros, M. y Aïdar, M. (2011). Structural Variation and Content of Aboveground Living Biomass in an Area of Atlantic Forest in the State of São Paulo, Brazil. *Hoehnea*, 38(3), 413-428.

- Moran, R. C. (2004). *A Natural History of Ferns*. Portland: Timber Press.
- Mutke, J. y Barthlott, W. (2005). Patterns of Vascular Plant Diversity at Continental To Global Scales. *Biologische Skrifter*, 55, 521-537.
- Nafus, A., McClaran, M., Archer, S. y Throop, H. (2009). Multispecies Allometric Models Predict Grass Biomass in Semidesert Rangeland. *Rangeland Ecology and Management*, 62(1), 68-72.
- Oliveras, I., Eynden, M., Malhi, Y., Cahuana, N., Menor, C., Zamora, F. y Haugaasen, T. (2013). Grass Allometry and Estimation of Above-Ground Biomass in Tropical Alpine Tussock Grasslands. *Austral Ecology*, 39(4), 408-415.
- Orozco, L. y Camacho, M. (1997). Cambios estructurales y florísticos en el bosque montano de la cordillera de Talamanca, Costa Rica. *Revista Forestal Centroamericana*, 19(6), 32-36.
- Phillips, O. y Miller, J. (2002). *Global Patterns of Plant Diversity: Alwyn H. Gentry's Forest Transect Data Set*. Misuri: Missouri Botanical Garden Press.
- Rodríguez, W. (2002). *Helechos, licopodios, selaginelas y equisetos del Parque Regional Arví*. Medellín: Corporación Autónoma Regional del Centro de Antioquia (Corantioquia) y Jardín Botánico Joaquín Antonio Uribe de Medellín (JAUM).
- Salazar, L., Homeier, J., Kessler, M., Abrahamczyk, S., Lehnert, M., Krömer, T. y Kluge, J. (2013). Diversity Patterns of Ferns along Elevation in Andean Tropical Forests. *Plant Ecology and Diversity*, 8(1), 13-24. doi: 10.1080/17550874.2013. 843036
- Shukla, G. y Chakravarty, S. (2012). Fern Diversity and Biomass at Chilapatta Reserve Forest of West Bengal Terai Duars in Sub-Humid Tropical Foothills of Indian Eastern Himalayas. *Journal of Forestry Research*, 23(4), 609-613.
- Smith, A., Pryer, K., Schuettpelz, E., Korall, P., Schneider, H. y Wolf, P. (2006). A Classification for Extant Ferns. *Taxon*, 55(3), 705-731.
- Smith, D. y Killeen, T. (1998). A Comparison of the Structure and Composition of Montane and Lowland Tropical Forest in la Serranía Pilón Lajas, Beni, Bolivia. En F. Dallmeier y J. Comiskey (Eds.), *Forest Biodiversity in North, Central and South America, and the Caribbean: Research and Monitoring* (pp 681-700). París-Nueva York: Unesco y The Parthenon Publishing Group.
- Sundarapandian, S. y Swamy, P. (2000). Forest Ecosystem Structure and Composition along an Altitudinal Gradient in the Western Ghats, South India. *Journal of Tropical Forest Science*, 12(1), 104-123.
- Tuomisto, H. y Poulsen, A. (2000). Pteridophyte Diversity and Species Composition in Four Amazonian Rain Forests. *Journal of Vegetation Science*, 11(3), 383-396.
- Tuomisto, H., Ruokalainen, K., Aguilar, M. y Sarmiento, A. (2003). Floristic Patterns along a 43-km Long Transect in an Amazonian Rain Forest. *Journal of Ecology*, 91(5), 743-756.

- Tuomisto, H., Ruokolainen, K., Poulsen, A., Moran, R., Quintana, C., Cañas, G. y Celi, J. (2002). Distribution and Diversity of Pteridophytes and Melastomataceae along Edaphic Gradients in Yasuní National Park, Ecuadorian Amazonia. *Biotropica*, 34(4), 516-533.
- Valencia, R. (1995). Composition and Structure of an Andean Forest Fragment in Eastern Ecuador. En S. Churchill, H. Balslev, E. Forero y J. Luteyn (Eds.), *Biodiversity and Conservation of Neotropical Montane Forests* (pp. 239-249). Actas del simposio New York Botanical Garden, 21-26 junio de 1993. Nueva York: The New York Botanical Garden.
- Valencia, R., Balsev, H., Palacios, W., Neill, D., Josse, C., Tirado, M. y Skov, F. (1998). Diversity and Family Composition of Trees in Different Regions of Ecuador: A Sample of 18 One-Hectare Plots. En F. Dallmeier y J. Comiskey (Eds.), *Forest Biodiversity in North, Central and South America, and the Caribbean: Research and Monitoring* (pp 569-584). París-Nueva York: Unesco y The Parthenon Publishing Group.
- Vallejo, M., Londoño, A., López, R., Galeano, G., Álvarez, E. y Devia, W. (2005). *Establecimiento de parcelas permanentes en bosques de Colombia*. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAVH).
- Vázquez, J. y Givnish, T. (1998). Altitudinal Gradients in Tropical Forest Composition, Structure, and Diversity in the Sierra de Manantlán. *Journal of Ecology*, 86(6), 999-1020.
- Watkins, J., Cardelus, C., Colwell, R. y Moran, R. (2006). Species Richness and Distribution of Ferns along an Elevational Gradient in Costa Rica. *American Journal of Botany*, 93(1), 73-83.
- Whitmore, T., Peralta, R. y Brown, K. (1985). Total Species Count in a Costa Rican Rain Forest. *Journal of Tropical Ecology*, 1(4), 375-378.
- Williams, G., Palacios, M. y Hernández, R. (2005). Fern Richness, Tree Species Surrogacy, and Fragment Complementarity in a Mexican Tropical Montane Cloud Forest. *Biodiversity and Conservation*, 14(1), 119-133.
- Wolf, J. y Flamenco-S, A. (2003). Patterns in Species Richness and Distribution of Vascular Epiphytes in Chiapas, México. *Journal of Biogeography*, 30(11), 1689-1707.

RESPUESTA DE CINCO ESPECIES ARBÓREAS NATIVAS DE INTERÉS A DIFERENTES INÓCULOS MICORRIZALES

Jorge Alberto Sierra Escobar
Juliana Catalina Echeverri Hernández

Grupo de Estudios Florísticos, Herbario Universidad Católica de Oriente

Introducción

Hoy en día numerosos estudios reconocen los hongos micorrizales como un factor biológico fundamental del suelo, debido a su importante incidencia en el comportamiento de las comunidades de plantas, tanto naturales como cultivadas. En el mundo hay varios tipos de micorrizas que se diferencian entre sí por sus características morfoanatómicas, además del micosimbionte y el fitosimbionte involucrados en la simbiosis, los principales tipos son las ectomicorrizas y las ectendomicorrizas (Harley y Smith, 1983).

Las endomicorrizas u hongos micorrízicos arbusculares (HMA) son el grupo más representativo, formando asociaciones con el 73 % de las especies de plantas del mundo, principalmente tropicales (Brundrett, 2009). Son varios los beneficios para las plantas derivados de la simbiosis, por ejemplo, se incrementa la captación de nutrientes por parte de la planta, especialmente P, Cu y Zn (Bolan, 1991; Sieverding, 1991), se mejora la estructura del suelo, se aumenta la resistencia de la planta al estrés biótico y abiótico y se favorecen las interacciones con otros microorganismos benéficos (Barea, Azcón y Azcón, 2002; Elsen, Baimey, Swennen y De Waele, 2003; Haselwandter y Bowen, 1996; Johansson, Paul y Finlay, 2004; Sieverding, 1991).

Pero no todas las plantas reciben estos beneficios, debido a que o no realizan simbiosis con los HMA o pueden hacerlo con diferente intensidad (Brundrett, 2009). En este sentido, Plenchette, Fortin y Furlan (1983) determinaron que la dependencia micorrizal (DM) varía para cada especie, definiendo DM como el grado en el cual una especie de planta es dependiente sobre la condición micorrizal para producir su máximo crecimiento o rendimiento con un nivel de fertilidad de suelo dado.

Numerosos estudios de DM se han realizado utilizando la fórmula de Plenchette *et al.* (1983); en Colombia se reportan algunos artículos con especies de plantas nativas

e introducidas como *Coffea arabica* (Jaramillo y Osorio, 2009), *Persea americana* (Montoya y Osorio, 2009), *Ocotea* sp. (Sierra, Castro y Osorio, 2009), *Solanum quitoense* (González y Osorio, 2008) y *Calophyllum brasiliense* (Sierra, Román y González, 2012). Similar a la DM, la respuesta micorrizal (RM) busca analizar si una planta responde adecuadamente a la inoculación de HMA y si esto favorece su desarrollo. La diferencia entre la DM y RM radica en que en esta última podría tomar solo un nivel de P (0,02 mg/l⁻¹), lo que brinda información rápida de la relación de la planta con los HMA (Baon, Smith y Alston, 1993).

A pesar de su reconocida importancia, es poco lo que se conoce sobre DM o RM en especies arbóreas nativas, este dato sería fundamental si queremos profundizar en el manejo efectivo de las especies autóctonas. En los últimos años se ha incrementado el interés de incluir especies arbóreas nativas en actividades como la conservación *ex situ*, la restauración ecológica, el paisajismo, la reforestación, los sistemas silvopastoriles y el ornato (Lozano *et al.*, 2006). Desafortunadamente, para los investigadores o productores la utilización de estas especies se ha visto desestimulada debido a la alta mortalidad en el establecimiento y a la baja calidad del material vegetal.

Cuando utilizan especies nativas, los viveristas, en general, adicionan inóculos de HMA a casi todas las especies arbóreas que manejan sin ningún conocimiento previo de la respuesta o la DM e incluso sin saber a qué tipo de micorriza se asocia la especie. Si algunas de las especies utilizadas no tienen dependencia o respuesta a los HMA, sería una pérdida económica y de tiempo inocularlas; por el contrario, si las especies tiene respuesta o dependencia, aumentarían su rendimiento con la inoculación y mejorarían su desempeño en campo (Habte y Osorio, 2001).

En la medida en que se conozca la respuesta de las especies arbóreas nativas a los HMA, se podrá hacer un manejo adecuado de estas en la etapa de vivero y establecimiento, etapas críticas para el manejo de estas especies. Por tal motivo, la presente investigación pretende determinar la respuesta de algunas especies arbóreas nativas a la aplicación de diferentes inóculos micorrizales.

3.1 Metodología

3.1.2 Área de estudio

Los ensayos se desarrollaron en la vereda Barro Blanco, municipio de Rionegro, departamento de Antioquia. A una altitud de 2112 m s. n. m., con una temperatura promedio de 17 °C y una precipitación anual de 1700 mm. Además, el área se ubica en la zona de vida bosque húmedo montano bajo (bh-MB) (Holdridge, 1982).

3.1.3 *Materia vegetal*

Fueron seleccionadas 5 especies con distribución altoandina, las cuales tienen alguna importancia económica y ambiental. 4 de estas especies son nativas del área de estudio (*Blakea princeps*, *Cinchona pubescens*, *Godoya antioquiensis* y *Cecropia telenitida*) y 1 de ellas es introducida (*Podocarpus gracilior*). En bosques naturales o de referencia ubicados en el Altiplano del Oriente Antioqueño, se realizó la recolección de frutos y semillas de las 4 especies nativas. Los estróbilos femeninos de *Podocarpus gracilior* fueron obtenidos de individuos plantados, ubicados en el ornato del municipio de Rionegro. Todas las semillas se lavaron con agua destilada, se desinfectaron con hipoclorito de sodio al 1 % por cinco minutos y se transfirieron a bandejas de germinación (temperatura ambiente) que contenían arena esterilizada en autoclave hasta su germinación.

3.1.4 *Sustrato de crecimiento para el experimento*

El sustrato de crecimiento estaba compuesto por una mezcla de suelo orgánico (horizonte A de andisol) y arena en proporciones de 6 a 4 (% v/v). El sustrato se sometió a esterilización en autoclave a 120 °C y 0,1 mPa durante una hora, con el fin de eliminar todos los microorganismos presentes. Así mismo, se aplicó P en forma de KH_2PO_4 para obtener la concentración de P en la solución del suelo 0,02 mg/L⁻¹ según lo propuesto por Habte y Manjunath (1991). Para este fin se realizó una isoterma de adsorción de P de acuerdo con el método de Fox y Kamprath (1970). Luego, el sustrato estéril y fertilizado se transfirió a recipientes de icopor (poliestireno expandido) con 12 cm de diámetro por 20 cm de altura.

Toda unidad experimental recibió cada veinte días 20 ml de la solución nutritiva Hoagland libre de P en las siguientes dosis (mg/L⁻¹): N 50, K 132, Mg 106, S 204, Zn 10, Cu 5, B 0,8 y Mo 0,5. El sustrato se mantuvo entre un 50 y 60 % de la máxima capacidad de retención de agua, para lo cual se aplicó por capilaridad agua corriente o la solución nutritiva mencionada.

3.1.4.1 *Fuentes de inóculo*

Para esta investigación se utilizaron dos fuentes de inóculos crudos: comercial multiespóricico, compuesto por los géneros *Glomus* spp., *Acaulospora* spp. y *Entrophospora* spp., y otro monoespóricico, compuesto por la especie *Glomus aggregatum*. La calidad y cantidad de las fuentes de inóculo a utilizar fue comprobada por el método del número más probable (o método NMP) (Porter, 1979). El número más probable del inóculo comercial fue de 205 propágulos 100 g⁻¹ suelo y para *Glomus aggregatum* de 165 propágulos 100 g⁻¹ suelo. Basados en estos resultados, se

aplicó la cantidad de inóculo requerida para cada unidad experimental así: *Glomus aggregatum* 24,5 g/Kg⁻¹ suelo, comercial multiespóricico 19,7 g/Kg⁻¹ suelo.

Este método permitió homogenizar el experimento de acuerdo con la cantidad de propágulos presentes en cada inóculo. Al control negativo no inoculado (NI) se le aplicó una suspensión del inóculo comercial al 10 % luego de remover los propágulos micorrizales infectivos con papel filtro (tamaño de poro de 2 µm).

3.1.5 *Diseño experimental*

El diseño experimental fue completamente al azar, con tres tratamientos consistentes en un inóculo comercial multiespóricico, un inóculo monoespóricico *Glomus aggregatum* y un control negativo no inoculado con cinco repeticiones por tratamiento (tabla 12.1). Antes de realizar el análisis estadístico, se comprobaron los supuestos. Para verificar que los residuales estandarizados se distribuyeran normalmente con media de 0 y varianza 1, se graficaron los residuos estandarizados con la variable dependiente. Para todas las variables se pudo constatar el supuesto de normalidad. Para facilitar el análisis de los datos, las especies fueron evaluadas por separado. Los datos obtenidos fueron sometidos al análisis de varianza para determinar si existían diferencias estadísticamente significativas en función de los tratamientos. La prueba de Tukey (Honestly significant difference HSD,) se usó para separar promedios con respecto al control no inoculado. Para los análisis estadísticos se empleó un nivel de significancia (P) < 0,05 y se utilizó el paquete estadístico Statgraphics 16.5.

Tabla 12.1. Tratamientos utilizados en los experimentos

Nomenclatura para tratamientos	Factores por tratamiento
T-1	Comercial multiespóricico
T-2	<i>Glomus aggregatum</i>
T-3	Testigo

3.1.6 *Variables respuesta*

- *Masa seca aérea (MSA)*. Doce meses después de la germinación de las plántulas se realizó el corte de la parte aérea de las plantas, este material se llevó al horno a una temperatura 60 °C por un periodo de setenta y dos horas para su secado y posterior pesaje.
- *Colonización micorrizal*. Para medir la colonización micorrizal las raíces finas de las plantas se sometieron a KOH para su aclaración (Phillips y Hayman, 1970), luego se tiñeron con fucsina ácida (Kormanik, Bryan y Schultz, 1980)

y posteriormente se determinó la colonización micorrizal siguiendo el método de placas propuesto por Sánchez (2007).

- *Fósforo total absorbido.* Con un perforador (6 mm de diámetro) se tomó una porción circular del tejido foliar de las plantas, luego cada muestra se incineró en una mufla a 500 °C por tres horas. Para conocer el contenido de P se utilizó el método de azul de molibdato (Murphy y Riley, 1962). Finalmente, el P se expresó en términos de μg por disco de hoja. Esta metodología fue propuesta y validada para estudios de HMA por Habte, Fox y Huang (1987).

3.2 Resultados y discusión

3.2.1 Masa seca aérea

Los resultados de la MSA variaron para todas las especies. La inoculación micorrizal no presentó diferencia estadísticamente significativa sobre la MSA, ni en todos los tratamientos para las especies *Godoya antioquiensis*, *Blakea princeps*, *Podocarpus gracilior*, *Cinchona pubescens* (valores $P < 0,05$). La especie *Cecropia telenitida* presentó diferencias significativas en el T-1 comparado con los demás tratamientos (valores $P < 0,05$) (figura 12.1).

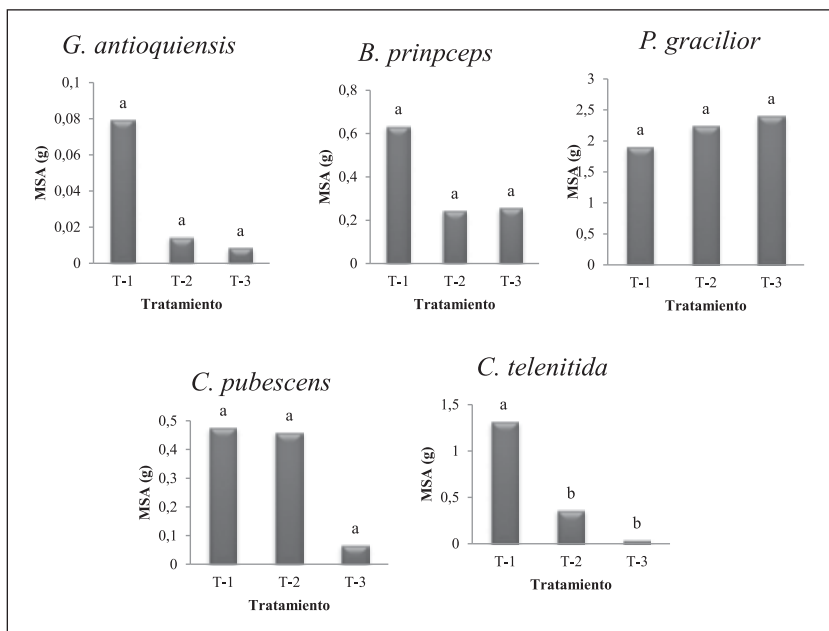


Figura 12.1. Masa seca aérea (MSA) en función de la inoculación micorrizal indicando las diferencias significativas (prueba de Tukey, $P < 0,05$). *Tratamientos con letras en común no presentan diferencia estadísticamente significativa.

Resultados en estudios de DM concuerdan con lo aquí obtenido, en el sentido de que en algunos casos de respuesta o dependencia no se requiere de diferencias significativas entre los tratamientos inoculados y no inoculados. Sierra *et al.* (2009) encontraron dependencia moderada utilizando la fórmula de Plenchette *et al.* (1983) en la especie *Ocotea* sp.; en este caso, la masa no fue significativamente mayor. Similar situación se encontró en otras especies arbóreas altoandinas como *Retrophyllum rospigliosii* y *Chamaesenna colombiana*, reportadas por Osorio, Diez, Sierra y Paternina (2008).

3.2.2 Colonización micorrizal

En todas las especies se encontró colonización micorrizal en diferentes proporciones, incluso en la especie *Podocarpus gracilior*. En las especies *Godoya antioquiensis*, *Blakea princeps* y *Cecropia telenitida* se encontró colonización incluso en el control negativo (τ -3), lo cual puede ser debido a la contaminación del experimento. Las especies con mayor porcentaje de colonización fueron *Godoya antioquiensis* y *Blakea princeps*, con valores superiores al 50 % en el τ -1 (tabla 12.2).

Se evidenció contaminación con esporas de HMA de algunas unidades experimentales, debido a la cercanía del vivero con el área de producción de HMA de empresas cercanas. En otro estudio con *Persea americana* también se presentó la misma dificultad, ya que el invernadero estaba cerca de una empresa productora de inóculos de HMA.

Tabla 12.2. Colonización micorrizal de las diferentes especies

Especie	Porcentaje de colonización		
	Comercial multiespórico	<i>Glomus aggregatum</i>	Testigo
	τ -1	τ -2	τ -3
<i>Godoya antioquiensis</i>	52	40	22
<i>Blakea princeps</i>	54	20	9
<i>Cecropia telenitida</i>	29	34	7
<i>Podocarpus gracilior</i>	32	15	0
<i>Cinchona pubescens</i>	3	17	0

De acuerdo con Habte y Osorio (2001), el hecho de que una especie presente colonización micorrizal no necesariamente significa respuesta; tal es el caso de la especie *Podocarpus gracilior*, que presentó este patrón (tabla 12.2). Además, trabajos realizados en *Retrophyllum rospigliosii* (Podocarpaceae) por Osorio *et al.* (2008) arrojaron una dependencia moderada, lo que significa que no todas las especies de una familia de plantas responden igual a los HMA. Esto se ha visto corroborado en muchos estudios, en donde los autores sugieren que existen familias y géneros con especies dependientes e independientes a los HMA dentro de un mismo grupo de

plantas (Habte y Manjunath, 1991; Siqueira y Saggin, 2001; Gemma, Koske y Habte, 2002; Brundrett, 2009).

3.2.2.1 Fósforo total absorbido

Todas las especies estudiadas exhibieron mayor cantidad de P absorbido en el T-1 (inóculo comercial), aunque los tratamientos no presentaron diferencias significativas en cuanto al P total absorbido en las especies *Godoya antioquiensis*, *Blakea princeps* y *Podocarpus gracilior* (figura 12.3). *Cinchona pubescens* y *Cecropia telenitida* fueron las únicas especies que presentaron diferencias significativas del T-1 comparado con los demás tratamientos (figura 12.2).

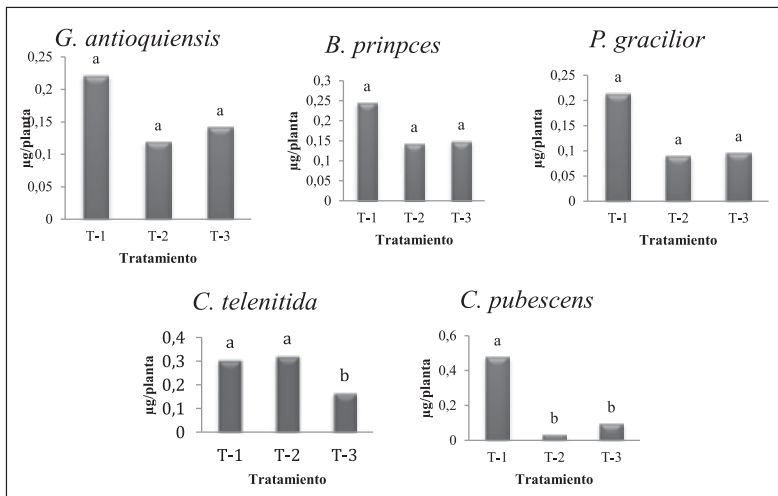


Figura 12.2. Fósforo total absorbido en función de la inoculación micorrizal indicando las diferencias significativas (prueba de Tukey, $P < 0,05$). *Tratamientos con letras en común no presentan diferencia estadísticamente significativa.

En los bosques altoandinos (área natural de las especies estudiadas) la concentración de P en los suelos es generalmente baja (Malagón, Pulido y Llinás, 1991), esto permite inferir que aunque se presentó incremento significativo en las especies *Cinchona pubescens* y *Cecropia telenitida*, pequeñas cantidades adicionales de P absorbido en la planta serían suficientes para mejorar el rendimiento en campo (Osorio *et al.*, 2008).

Aunque algunas investigaciones se refieren a la relación HMA/planta como una simbiosis generalista y de baja especificidad (Richardson, Allsopp, D'Antonio,

Milton y Rejmánek, 2000), otros autores sugieren que a pesar de que los HMA son generalistas, sí existe afinidad de una especie o mezcla de especies de HMA por una planta en especial (Koide y Mosse, 2004), esto se refleja en las disimilitudes que se presentan cuando se aplican diferentes inóculos de HMA en plantas de interés. Estudios realizados por Shukla, Kumar, Jha, Salunkhe y Vyas (2013) presentaron valores diferenciales cuando se utilizaron independientemente 3 especies de HMA (*Acaulospora scrobiculata*, *Glomus cerebriforme* y *Glomus intraradices*) en plántulas de *Triticum aestivum*, *Phaseolus mungo* y *Eucalyptus tereticornis*. En este sentido, los resultados aquí obtenidos refuerzan esta tendencia, ya que en las variables respuesta (MSA, P foliar y colonización micorrizal) no se evidenció un patrón o similitud en los datos cuando se compararon los tratamientos inoculados (figuras 12.1, 12.2 y tabla 12.2).

Desde el punto de vista de MSA, todas las especies, exceptuando *Podocarpus gracilior*, respondieron bien a la aplicación del inóculo multiespórico, aunque no de forma significativa. Igual ocurrió con la absorción de P en donde se evidenciaron incrementos interesantes en las plántulas de las especies evaluadas. En este sentido, Habte y Osorio (2001) sugieren que pequeños incrementos en la masa y el P foliar de las plantas inoculadas son clave para aumentar la productividad y la adaptabilidad de estas a condiciones ambientales, lo que permite inferir que se debería requerir de la inoculación de HMA en fase de vivero y campo cuando se utilicen plántulas de estas especies, con excepción de *Podocarpus gracilior*.

Referencias bibliográficas

- Baon, J., Smith, S. y Alston, A. (1993). Mycorrhizal Responses of Barley Cultivars Differing in P Efficiency. *Plant and Soil*, 157(1), 97-105.
- Barea, J., Azcón, R. y Azcón, C. (2002). Mycorrhizosphere Interactions to Improve Plant Fitness and Soil Quality. *Antonie van Leeuwenhoek*, 81(1-4), 343-351.
- Bolan, N. S. (1991). A Critical Review on the Role of Mycorrhizal Fungi in the Uptake of Phosphorus by Plants. *Plant and Soil*, 134(2), 189-207.
- Brundrett, M. (2009). Mycorrhizal Associations and Other Means of Nutrition of Vascular Plants: Understanding the Global Diversity of Host Plants by Resolving Conflicting Information and Developing Reliable Means of Diagnosis. *Plant and Soil*, 320(1), 37-77.
- Elsen, A., Baimey, H., Swennen, R. y De Waele, D. (2003). Relative Mycorrhizal Dependency and Mycorrhiza-Nematode Interaction in Banana Cultivars (*Musa* spp.) Differing in Nematode Susceptibility. *Plant and Soil*, 256(2), 303-313.
- Fox, R. y Kamprath, E. (1970). Phosphate Sorption Isotherms for Evaluating the Phosphate Requirements of Soils. *Soil Science Society of America Proceedings*, 34(6), 902-907.
- Gemma, J., Koske, R. y Habte, M. (2002). Mycorrhizal Dependency of Some Endemic and Endangered Hawaiian Plant Species. *American Journal of Botany*, 89(2), 337-345.

- González, O. y Osorio, W. (2008). Determinación de la dependencia micorrizal del lulo. *Acta Biológica Colombiana*, 13(2), 163-174.
- Habte, M., Fox, R. y Huang, R. (1987). Determining Vesicular-Arbuscular Mycorrhizal Effectiveness by Monitoring P Status of Subleafflets of an Indicator Plant. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 18(12), 1403-1420.
- Habte, M. y Manjunath, A. (1991). Categories of Vesicular-Arbuscular Mycorrhizal Dependency of Host Species. *Mycorrhiza*, 1(1), 3-12.
- Habte, M. y Osorio, N. (2001). *Arbuscular Mycorrhizas: Producing and Applying Arbuscular Mycorrhizal Inoculum*. Hawái: University of Hawaii at Manoa.
- Harley, J. y Smith, S. (1983). *Mycorrhizal symbiosis*. Londres: Academic Press.
- Haselwandter, K. y Bowen, G. (1996). Mycorrhizal Relations in trees for Agroforestry and Land Rehabilitation. *Forest Ecology and Management*, 81(1-3), 1-17.
- Holdridge, L. R. (1982). *Ecología basada en zonas de vida*. San José (Costa Rica): Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA).
- Jaramillo, S. y Osorio, N. (2009). Mycorrhizal Dependency of Coffee Seedling at Different Levels of Soil Solution Phosphorus. *Revista Suelos Ecuatoriales*, 39(1), 100-106.
- Johansson, J., Paul, L. y Finlay, R. (2004). Microbial Interactions in the Mycorrhizosphere and Their Significance for Sustainable Agriculture. *FEMS Microbiology Ecology*, 48(1), 1-13.
- Koide, R. y Mosse, B. (2004). A History of Research on Arbuscular Mycorrhiza. *Mycorrhiza*, 14(3), 145-163.
- Kormanik, P., Bryan, W. y Schultz, R. (1980). Procedures and Equipment for Staining Large Numbers of Plant Root Samples for Endomycorrhizal Assay. *Canadian Journal of Microbiology*, 26(4), 536-538.
- Lozano, F., Vargas, A., Vargas, W., Jiménez, E., Mendoza, J., Caycedo, P., Aristizábal, S., Ramírez, D., Murillo, X. y Ríos, C. (2006). *Modelo de manejo sostenible de paisajes rurales para la conservación de la biodiversidad en la región andina colombiana*. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAVH).
- Malagón, D., Pulido, C. y Llinás, R. (1991). *Génesis y taxonomía de los andisoles colombianos*. Bogotá: Instituto Geográfico Agustín Codazzi.
- Manjunath, A. y Habte, M. (1991). Root Morphological Characteristics of Host Species Having Distinct Mycorrhizal Dependency. *Canadian Journal of Botany*, 69(3), 671-676.
- Montoya, B. y Osorio, N. (2009). Mycorrhizal Dependency of Avocado at Different Levels of Soil Solution Phosphorus. *Suelos Ecuatoriales*, 39(2), 143-147.
- Murphy, J. y Riley, J. (1962). A Modified Single Solution Method for the Determination of Phosphate in Natural Waters. *Analytica Chimica Acta*, 27, 31-36.
- Osorio, W., Diez, M., Sierra, J. y Paternina, L. (2008). Consideraciones ecológicas sobre la asociación micorrizal en suelos de la región altoandina. En J. León (Ed.), *Ecología de bosques andinos: experiencias de investigación* (pp. 181-200). Medellín: La Carreta.

- Phillips, J. y Hayman, D. (1970). Improved Procedures for Clearing Roots and Staining Parasitic and Vesicular-Arbuscular Mycorrhizal Fungi for Rapid Assessment Of Infection. *Transactions of the British Mycological Society*, 55(1), 158-161.
- Plenchette, C., Fortin, J. y Furlan, V. (1983). Growth Responses of Several Plant Species to Mycorrhizae in a Soil of Moderate P-fertility. 1. Mycorrhizal Dependency under Field Conditions. *Plant and Soil*, 70(2), 199-209.
- Porter, W. (1979). The “Most Probable Number” Method for Enumerating Infective Propagules of Vesicular-Arbuscular Mycorrhizal Fungi in Soil. *Australian Journal of Soil Research*, 17(3), 515-519.
- Richardson, D., Allsopp, N., D’Antonio, C., Milton, S. y Rejmánek, M. (2000). Plant Invasions – The Role of Mutualisms. *Biological Reviews*, 75(1), 65-93.
- Sánchez, M. (Coord.). (2007). *Las endomicorrizas: expresión bioedáfica de importancia en el trópico*. Palmira (Colombia): Universidad Nacional de Colombia.
- Shukla, A., Kumar, A., Jha, A., Salunkhe, O. y Vyas, D. (2013). Soil Moisture Levels Affect Mycorrhization During Early Stages of Development of Agroforestry Plants. *Biology and Fertility of Soils*, 49(5), 545-554.
- Sierra, J., Castro, D. y Osorio, W. (2009). Dependencia micorrizal de laurel (*Ocotea* sp.). *Colombia Forestal*, 12, 17-24.
- Sierra, J., Román, C. y González, O. (2012). Respuesta de plántulas de aguacate (*Persea americana*) bajo invernadero a diferentes inóculos micorrizales. *Revista Universidad Católica de Oriente*, 34, 41-54.
- Sieverding, E. (1991). *Vesicular-Arbuscular Mycorrhiza Management in Tropical Agrosystems*. Eschborn (Alemania): Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ).
- Siqueira, J. y Saggin, O. (2001). Dependency on Arbuscular Mycorrhizal Fungi and Responsiveness of Some Brazilian Native Woody Species. *Mycorrhiza*, 11(5), 245-255.

RELACION MICORRIZAL EN ESPECIES ANDINAS
DEL GÉNERO *PIPER* L. (PIPERACEAE)

Mario Alberto Quijano Abril
Jorge Alberto Sierra Escobar
María Isabel Domínguez Rave
Wilson Camilo Díaz Díaz

Grupo de Estudios Florísticos, Herbario Universidad Católica de Oriente

Introducción

Los hongos micorrizales son reconocidos por establecer relaciones simbióticas compatibles e íntimas entre las raíces de las plantas y algunos hongos específicos del suelo (Sánchez, Posada, Velásquez y Narváez, 2010). En los últimos años, diversos estudios han demostrado la importancia de los hongos micorrizales para favorecer el establecimiento, el desarrollo y la productividad de diferentes coberturas vegetales, debido a los diversos beneficios que traen este tipo de asociaciones para las plantas (Montañez, 2009).

Se estima que más del 95 % de las plantas tienen esta clase de relación simbiótica (Sánchez, 1999). Existen varios tipos de hongos micorrizales (ectomicorrizas, endomicorrizas y ectendomicorrizas) que se diferencian entre sí por sus características morfoanatómicas y por las plantas hospedadoras que seleccionan (Brundrett, 2002; Fuhrmann, Hartel, Sylvia y Zuberer, 2005). Las endomicorrizas u hongos micorrízicos arbusculares (HMA) son el grupo más representativo, formando asociaciones con el 80 % de las especies de plantas tropicales (Fuhrmann *et al.*, 2005).

Sin embargo, no todas las plantas responden igual a la condición micorrizal, ya que algunas de ellas lo hacen de forma diferencial o simplemente no realizan simbiosis (Carrillo, Godoy y Peredo, 1992). Plenchette, Fortin y Furlan (1983) propusieron una fórmula para determinar la dependencia micorrizal de las plantas, la cual es definida como el grado en el cual una especie de planta depende de la condición micorrizal para alcanzar su máximo crecimiento o producción. Dicha fórmula permite definir cuándo una especie de planta requiere obligatoriamente de la asociación con los HMA. Varios autores han intentado relacionar en bosques naturales las especies del bosque con los HMA, asociando cada grupo ecológico de plantas a una condición micorrizal dada. Janos (1980) sugiere que las especies pioneras tienen una relación con HMA de tipo facultativo, mientras que en las especies no pioneras este tipo de relación

es obligado. Por el contrario, otros autores proponen una dinámica opuesta en los bosques tropicales, argumentando que las especies pioneras y secundarias iniciales presentan mayor respuesta a la condición micorrizal, lo cual no ocurre en las plantas que habitan bosques secundarios tardíos o en clímax, donde gran parte de las plantas exhiben respuestas mínimas a esta clase de asociación (Siqueira, Colozzi, Oliveira, Fernandes y Florence, 1987; Zangaro, Bononi y Trufen, 2000; Zangaro, Nisizaki, Domingos y Nakano, 2003).

La información ecológica de las especies es de vital importancia en los estudios de colonización micorrizal, ya que este tipo de características permiten evaluar aspectos como la colonización, la diversidad, la variabilidad de hábitos de crecimiento y la adaptación a diferentes tipos de hábitats (Christanty, Abdoellah, Marten y Iskandar, 1986). Esta información ecológica puede variar de manera importante dependiendo de factores ambientales: abióticos, tales como la disponibilidad del agua, la luz y la temperatura y la composición química del suelo; o bióticos, tales como las relaciones con polinizadores, los procesos de herbivoría y los estados fenológicos de las especies (Valladares, Peñuelas y Luis, 2005).

El género *Piper* es uno de los más diversos de las angiospermas basales, con aproximadamente 2000 especies, las cuales se distribuyen en el trópico. Análisis filogenéticos realizados para el género han descrito tres grandes clados, los cuales se distribuyen en zonas geográficas específicas, como Oceanía, Asia y la región neotropical (Jaramillo y Manos, 2001; Jaramillo *et al.*, 2008). *Piper* ha sido catalogado como uno de los géneros más importantes por su abundancia y su diversidad en zonas de vida comprendidas entre 0 y 2600 m s. n. m. En el Neotrópico se ha reportado la mayor diversidad de especies del género a nivel global; además, se han delimitado sus patrones de distribución y sus áreas de endemismo (Quijano, Callejas y Miranda, 2006). Los análisis ecológicos realizados para el género muestran los mayores índices de diversidad en zonas con altos rangos de precipitación (Marquis, 2004); no obstante; algunas especies pueden colonizar áreas de bosque seco y crecer en suelos alcalinos pobres en nutrientes.

A nivel morfológico, las especies del género son fáciles de reconocer en campo por sus tallos con nudos prominentes, su filotaxia alterna y sus inflorescencias espigadas. No obstante, existe una amplia variedad de hábitos de crecimiento, los cuales según algunos autores están íntimamente relacionados con factores como la disponibilidad de luz, la regulación hídrica y la biomecánica (Callejas y Quijano, 2007; Isnard *et al.*, 2012). Algunas especies como *Piper aduncum* y *Piper eriopodon* han sido ampliamente utilizadas en programas de reforestación y recuperación de suelos degradados, por su facilidad para adaptarse y crecer rápidamente en diferentes condiciones y bajo múltiples presiones. Esta aparente facilidad para crecer en distintos ambientes y tipos de suelos, sumada a su adaptabilidad a diferentes condiciones ambientales, ha

sido explicada desde diversos enfoques, tales como ecología, fisiología, anatomía y evolución (Dyer y Palmer, 2004); no obstante, son pocos los trabajos que integren estos resultados.

En el presente estudio se determinó la colonización micorrizal en especies de *Piper* con diferentes afinidades ecológicas, requerimientos de luz y tipos de suelos. Con base en los resultados obtenidos, se determinaron las diferencias en el porcentaje de colonización micorrizal entre las especies que habitan dichos ecosistemas.

4.1 Materiales y métodos

4.1.1. Área de estudio

El área de estudio incluyó bosques pertenecientes a diferentes zonas de vida en el departamento de Antioquia, entre las cuales figuran: bosque muy húmedo montano bajo (bmh-MB), bosque muy húmedo tropical (bmh-T), bosque húmedo premontano (bh-PM) y bosque seco tropical (bs-T) (Holdridge, 1987). Cada uno de estos bosques presentó distintas características geográficas y condiciones climáticas particulares en favor de la selección de un total de 15 especies diferentes correspondientes al género *Piper* (tabla 13.1).

Tabla 13.1. Especies colectadas en cada zona de vida

Zonas de vida	Localización	Altitud (m s. n. m.)	Especies
Bosque muy húmedo montano bajo (bmh-MB)	06° 13' 13.37" N 75° 50' 5.59" O	2600	<i>Piper archeri</i> <i>Piper calceolarium</i> <i>Piper artanthe</i>
Bosque muy húmedo tropical (bmh-T)	05° 59' 23.3" N 74° 54' 37.7" O	1200	<i>Piper divortans</i> <i>Piper aduncum</i> <i>Piper gorgonillense</i> <i>Piper nudibracteatum</i>
Bosque húmedo premontano (bh-PM)	06° 00' 57.56" N 75° 09' 60.16" O	1400	<i>Piper purpuraspicatum</i> <i>Piper munchanum</i> <i>Piper crassinervium</i> <i>Piper auritum</i>
Bosque seco tropical (bs-T)	06° 26' 59.57" N 75° 43' 330.51" O	550	<i>Piper peltatum</i> <i>Piper ceanothifolium</i> <i>Piper holtonii</i> <i>Piper marginatum</i>

4.1.2 Selección de especies

Se recolectaron 4 especies de *Piper* en cada una de las diferentes zonas de vida propuestas, 2 especies por ambiente lumínico (sotobosque y área altamente

perturbada); con excepción del bmh-MB, donde solo se encontraron 3 especies. Así mismo, de cada una de estas especies se muestrearon 3 individuos. Todos los taxones encontrados en los muestreos fueron colectados y depositados en el Herbario Universidad Católica de Oriente (HUCO). La identificación de las especies se llevó a cabo mediante claves taxonómicas y comparación de especímenes con material de herbario.

- *Colección de raíces.* Para la toma de raíces se seleccionaron principalmente plántulas, las cuales fueron extraídas del suelo cuidadosamente para no romper las raíces finas, debido a que en estas se encuentran las estructuras del hongo; además, solo se incluyeron las muestras de raíces finas que estaban adheridas aún en la plántula, para garantizar su procedencia.
- *Tinción de raíces.* Una vez lavadas las raíces, se cortaron en segmentos de 1 cm y se depositaron en frascos de 30 ml previamente rotulados. Para remover el contenido citoplasmático de las células de las raíces, se agregó KOH al 10 %, cubriendo completamente las raíces durante veinticuatro horas a temperatura ambiente. Pasado este tiempo se realizó un triple lavado con agua destilada para eliminar el exceso de KOH, luego fueron cubiertas con HCL al 10 %, para acidificarlas y facilitar el proceso de tinción. Una vez retirado el HCL, se adicionó la solución colorante de fucsina acida (10 %), dejando sumergida la muestra de raíz durante veinticuatro horas. Finalmente, se removió la fucsina ácida con una solución decolorante (10 %) (Kormanik, Bryan y Schultz, 1980).

4.1.3 Porcentajes de colonización

Se observaron estructuras como hifas, vesículas y arbuscúlos en los HMA por medio de la técnica de placas propuesta por Sánchez *et al.* (2010). Para esta técnica se tomaron 10 raíces con una longitud de 1 cm y se ubicaron en forma paralela en un portaobjetos. Una vez colocados los fragmentos de raíces en el portaobjetos, se observaron las estructuras de los HMA en el microscopio con el objetivo de 10x, realizando tres recorridos perpendiculares paralelos entre sí; de tal manera que se observaron tres campos a lo largo de cada raíz (figura 13.1).

4.1.4 Análisis estadístico

Para el procesamiento de los datos se realizó inicialmente un análisis de varianza. A los datos que no se ajustaron a la normalidad de varianza se les aplicó el análisis no-paramétrico en el programa Statgraphics Centurión 16.1 (2010), con la prueba de mediana de Mood, así como con la prueba de Kruskal-Wallis y la prueba de LSD. Para realizar un análisis de comparación de los datos obtenidos, se realizó una interacción

simultanea de las variables bajo la prueba de Duncan en el programa estadístico R versión 2.15.1 (2012).

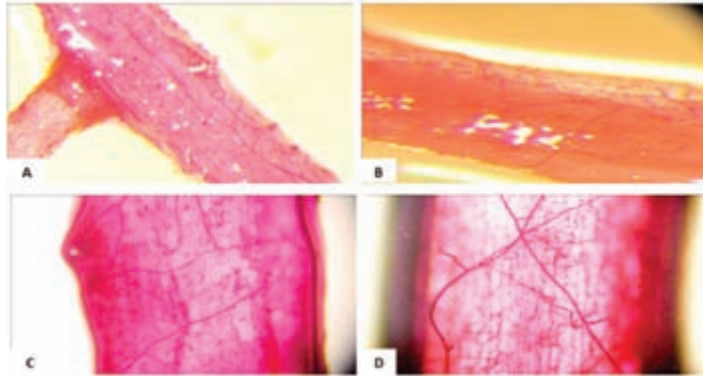


Figura 13.1. Aspecto de las raíces y la estructura de HMA en las diferentes zonas de vida evaluadas. A) bmh-MB; B) bmh-T; C) bh-PM; D) bs-T.

4.2 Resultados y discusión

4.2.1 Colonización micorrizal

En todas las especies evaluadas se observó presencia de HMA con altos porcentajes de colonización. Los valores oscilaron entre 46,11 y 87,22 %, cantidades muy altas para esta clase de simbiosis (Ruiz y Davey, 2005). Para el caso específico del bmh-MB, las especies de *Piper* evaluadas fueron: *P. archeri*, *P. calceolarium* y *P. artanthe*; las dos primeras son esciófitas y la última heliófita. El nivel de colonización de *P. archeri* (46,11 %) fue significativamente menor que el observado en las especies *P. artanthe* y *P. calceolarium*, cuyos valores fueron 87,22 y 84,26 %, respectivamente (figura 13.2).

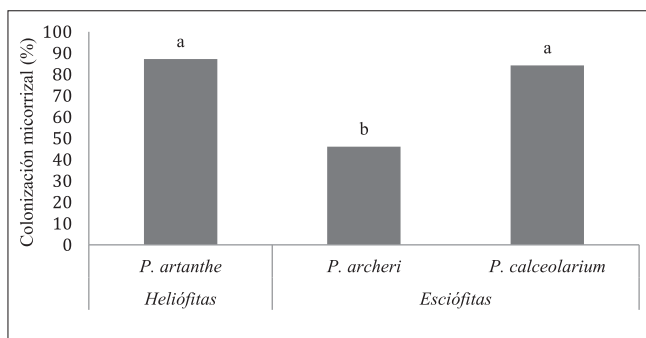


Figura 13.2. Porcentaje de colonización micorrizal en especies del género *Piper* en el bmh-MB. Las columnas con letras diferentes indican diferencias significativas (prueba de Duncan, $P < 0,05$).

En la zona de vida de bmh- τ se evaluaron especies de tipo heliófitas como *P. aduncum* y *P. divortans*, mientras que las especies esciófitas fueron *P. gorgonillense* y *P. nudibracteatum*. Los valores de colonización oscilaron entre 63,15 y 76,48 %, mostrando una diferencia estadística entre las especies *P. aduncum* y *P. nudibracteatum*, cuyos valores fueron 76,48 y 63,15 %, respectivamente (figura 13.3).

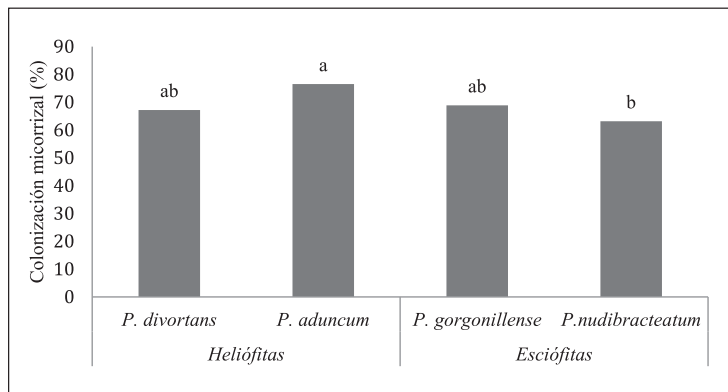


Figura 13.3. Porcentaje de colonización micorrizal en especies del género *Piper* en el bmh- τ (prueba de Duncan, $P < 0,05$)

En el bh-PM se evaluaron como especies heliófitas *P. auritum* y *P. crassinervium* y como esciófitas *P. muncanum* y *P. purpuraspicatum*. *P. auritum* presentó un nivel de colonización de 55,22 %, el cual fue estadísticamente menor en comparación con el hallado en las demás especies evaluadas, cuyos valores oscilan entre 60,37 y 68,15 % (figura 13.4).

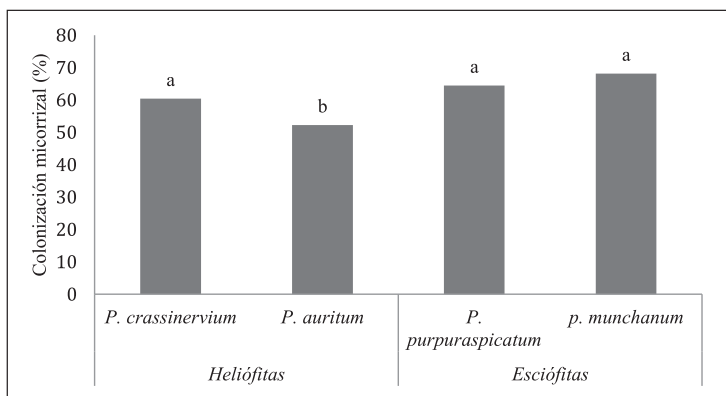


Figura 13.4. Porcentaje de colonización micorrizal en especies del género *Piper* en el bh-PM. La columna con letra diferente indica diferencia significativa (prueba de Duncan, $P < 0,05$).

En el bs-T las especies heliófitas consideradas fueron *P. ceanothifolium* y *P. peltatum* y las esciófitas *P. holtonii* y *P. marginatum*; exhibiendo una diferencia estadística en la especie *P. marginatum* con respecto a las especies *P. ceanothifolium* y *P. peltatum*, con valores que varían entre 50,18 y 62,68 % (figura 13.5).

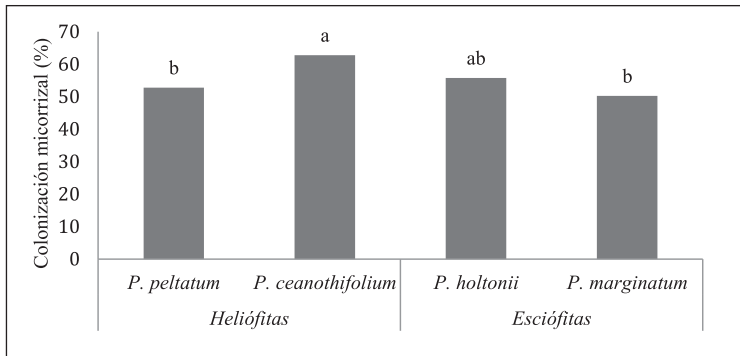


Figura 13.5. Porcentaje de colonización micorrizal en especies del género *Piper* en el bs-T. Las columnas con letras diferentes indican diferencias significativas (prueba de Duncan, $P < 0,05$).

En general, las especies evaluadas presentaron valores de colonización por HMA similares; de ellas, 12 tuvieron niveles entre 46,11 y 68,89 %, mientras que las especies *P. artanthe*, *P. calceolarium* y *P. aduncum* tuvieron niveles superiores, con valores de 87, 85 y 79,0 %, respectivamente. Así mismo, no se evidenció una tendencia diferencial entre las especies heliófitas y esciófitas (figura 13.6).

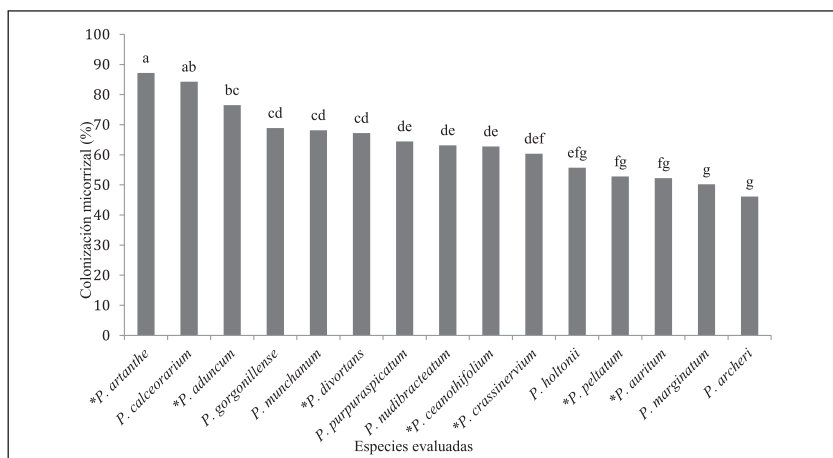


Figura 13.6. Porcentaje de colonización micorrizal en las especies del género *Piper* de las diferentes zonas de vida. Las especies heliófitas están señaladas con asteriscos; las columnas con letras diferentes indican diferencias significativas (prueba de Duncan, $P < 0,05$).

Los resultados obtenidos en el presente estudio muestran que todas las especies evaluadas presentan un alto porcentaje de colonización por HMA, lo cual concuerda con estudios previos realizados en la subregión amazónica (Ruiz y Davey, 2005). En dichos trabajos se reportan altos porcentajes de colonización micorrizal para ciertos grupos taxonómicos, entre ellos la familia Piperaceae; en comparación con los bajos porcentajes de las familias Annonaceae, Lauraceae y Fabaceae.

Los altos porcentajes de colonización micorrizal en especies del género *Piper* han sido relacionados con la adaptación de algunas de sus especies a diferentes tipos de suelo y la rápida colonización de espacios abiertos (Ruiz y Davey, 2005). No obstante, para algunos autores la rápida colonización y crecimiento poblacional también es explicada por relaciones cercanas con algunos animales que dispersan masivamente sus semillas en el bosque, como es el caso de la especie *Carollia perspicillata* (Mello, Schittini, Selig y Bergallo, 2004).

Las especies que presentaron los porcentajes más bajos de colonización micorrizal en todos los muestreos fueron *P. marginatum* del bs-T, *P. archeri* del bmh-MB y *P. auritum* del bh-PM. Estos resultados podrían estar relacionados con la compleja arquitectura radical que estas especies exhiben, lo cual podría dificultar la extracción de raíces finas y su posterior tinción. El caso *P. archeri* es muy particular, ya que esta especie es común en zonas poco perturbadas del bmh-MB, donde las cantidades de luz no son muy altas debido a un dosel relativamente bien formado. Esta especie puede llegar a presentar portes arbóreos hasta de 10 m, lo cual no es común en el resto de especies del género (Callejas y Quijano, 2007). Debido a su rápido crecimiento, su sistema radical exhibe un desarrollo secundario temprano y es bastante profundo.

Independientemente del ambiente en donde crecen, la mayoría de especies del género *Piper* pertenecen al grupo ecológico de las pioneras, lo cual indica que los altos porcentajes de colonización aquí expuestos son normales teniendo en cuenta esta condición (Siqueira *et al.*, 1987; Zangaro *et al.*, 2000, 2003). Estudios realizados por Stürmer y Siqueira (2011) sugieren esta tendencia, ya que para ellos la dependencia micorrizal aumenta en claros de bosque o en especies que habitan bosques altamente perturbados, hasta una relativamente baja en bosques con procesos avanzados de sucesión. Según los autores mencionados, las especies pioneras y secundarias iniciales están más influenciadas por la condición micorrizal que las especies secundarias tardías y las clímax. No obstante, para Janos (1980) y Allen y Allen (1990) las especies heliófitas (pioneras), en estados tempranos de la sucesión, son independientes de la asociación micorrizal, es decir, poseen una simbiosis facultativa. Los resultados sugieren que, con independencia del tipo de bosque y ambiente lumínico, es posible que el hábito de la especie y sus características individuales tenga más peso a la hora de expresar la condición micorrizal. Este fenómeno puede estar relacionado con las diferentes características morfológicas, fisiológicas y ecológicas de las especies del

género *Piper*; las cuales permiten una rápida adaptabilidad a los diferentes cambios del ambiente (Dyer y Palmer, 2004).

En gran parte de las especies de *Piper* el sistema radical se ramifica profusamente en sentido horizontal, estableciendo un contacto temprano con la superficie húmeda y descompuesta del mantillo vegetal superior, donde finalmente entran en una asociación simbiótica temprana con hongos micorrizógenos. Usualmente, la rizodermis es uniseriada y degenerativa con abundante presencia de pelos radicales papilosos. El proceso de infección inicia cuando las hifas penetran la exodermis, el anillo esclerenquimático periférico y las células del parénquima cortical (López, 1997). Por lo general, las raíces en las especies analizadas están constituidas de protostelas meduladas poliarcas, las cuales almacenan almidón de reserva particularmente en el parénquima cortical y la médula. Algunos autores como López, Espinoza y León (1995) han propuesto que la presencia de estas acumulaciones de almidón en el córtex podría favorecer las relaciones micorrizales, estableciendo una simbiosis que asegura una incorporación de agua y nutrientes.

Los HMA presentan una alta adaptación al ambiente que los rodea (Camargo y Dhillion, 2003) y su habilidad competitiva puede ser afectada por diversos factores, tales como la fenología de la planta hospedera, la frecuencia del inóculo, el tiempo diferencial de incubación, la distribución espacial de los propágulos que interactúan, el rasgo genético específico del HMA y la presencia de ectomicorrizas (Whitford, 1996; Koske, 1987; Sanders, Clapp y Wiemken, 1996; Moyersoén, Fitter y Alexander, 1998).

Finalmente, es preciso resaltar que las especies del género *Piper* evaluadas en el presente trabajo tienen alta afinidad con los HMA, con independencia del ambiente en que crecen; información que puede servir como base para entender su rápida colonización en diferentes tipos de ambientes y de forma aplicada en programas de restauración ecológica, donde dichas especies pueden iniciar procesos sucesionales. Estudios anatómicos en tallos y raíces de las especies del género han mostrado que existe cierta homogeneidad en la organización y distribución de los haces vasculares, así como en la de otros tejidos acompañantes de importancia fisiológica, los cuales podrían tener relación con la efectividad en la colonización micorrizal. Investigaciones más profundas sobre la anatomía radical podrían responder si la alta colonización micorrizal en las especies de *Piper* podría estar influenciada por caracteres anatómicos específicos de su sistema radical.

Referencias bibliográficas

- Allen, E. y Allen, M. (1990). The Mediation of Competition by Mycorrhizae in Successional and Patchy Environments. En J. Grace y D. Tilman (Eds.), *Perspectives on Plant Competition* (pp. 367-389). San Diego (California): Academic Press.

- Brundrett, M. C. (2002). Coevolution of Roots and Mycorrhizas of Land Plants. *New Phytologist*, 154(2), 275-304.
- Callejas, R. y Quijano, M. (2007). Valor diagnóstico de los modelos arquitecturales para la taxonomía de *Piper* L. (Piperaceae). *Actualidad Biológica*, 29(1), 135-136.
- Camargo, S. y Dhillion, S. (2003). Endemic *Mimosa* Species Can Serve as Mycorrhizal “Resource Islands” Within Semiarid Communities of the Tehuacán-Cuicatlán Valley, México. *Mycorrhiza*, 13(3), 129-136.
- Carrillo, R., Godoy, R. y Peredo, H. (1992). Simbiosis micorrícica en comunidades boscosas del Valle Central en el sur de Chile. *Bosque*, 13(2), 57-67.
- Christanty, L., Abdoellah, O., Marten, G. y Iskandar, J. (1986). Traditional Agroforestry in West Java: The *Pekarangan* (Homegarden) and *Kebun-Talun* (Annual-Perennial Rotation) Cropping Systems. En G. Marten (Ed.), *Traditional Agriculture in Southeast Asia: A Human Ecology Perspective* (pp. 132-158). Boulder (Colorado): Westview Press.
- Dyer, L. y Palmer, A. (Eds.). (2004). *Piper: A Model Genus for Studies of Phytochemistry, Ecology, and Evolution*. Nueva York: Kluwer Academic y Plenum Publishers.
- Fuhrmann, J., Hartel, P., Sylvia, D. y Zuberer, D. (Eds.). (2005). *Principles and Applications of Soil Microbiology*. Upper Saddle River (Nueva Jersey): Pearson Prentice Hall.
- Holdridge, L. R. (1987). *Ecología basada en zonas de vida*. San José (Costa Rica): Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA).
- Isnard, S., Prospero, J., Wanke, S., Wagner, S., Samain, M., Trueba, S., Frenzke, L., Neinhuis, C. y Rowe, N. P. (2012). Growth form Evolution in Piperales and its Relevance for Understanding Angiosperm Diversification: An Integrative Approach Combining Plant Architecture, Anatomy, and Biomechanics. *International Journal of Plant Sciences*, 173(6), 610-639.
- Janos, D. P. (1980). Mycorrhizae Influence Tropical Succession. *Biotropica*, 12(2), 56-64.
- Jaramillo, M., Callejas, R., Davidson, C., Smith, J., Stevens, A. y Tepe, E. (2008). A Phylogeny of the Tropical Genus *Piper* Using ITS and the Chloroplast Intron *psbJ-petA*. *Systematic Botany*, 33(4), 647-660.
- Jaramillo, M. y Manos, P. (2001). Phylogeny and Patterns of Floral Diversity in the Genus *Piper* (Piperaceae). *American Journal of Botany*, 88(4), 706-716.
- Kormanik, P., Bryan, W. y Schultz, R. (1980). Procedures and Equipment for Staining Large Numbers of Plant Root Samples for Endomycorrhizal Assay. *Canadian Journal of Microbiology*, 26(4), 536-538.
- Koske, R. E. (1987). Distribution of VA Mycorrhizal Fungi along a Latitudinal Temperature Gradient. *Mycologia*, 79(1), 55-68.
- López, H. (1997). Hábito epífita de *Piper subsessilifolium* C. DC. var. *morii* Steyermark: anatomía y ecología. *Pittieria*, 26, 21-39.

- López, H., Espinoza, N. y León, W. (1995). Nuevos aspectos anatómicos y ecológicos sobre *Piper nobile* y especies afines. *Pittieria*, 23, 25-34.
- Marquis, R. J. (2004). Biogeography of Neotropical *Piper*. En L. Dyer y A. Palmer (Eds.), *Piper: A Model Genus for Studies of Phytochemistry, Ecology, and Evolution* (pp. 78-96). Nueva York: Kluwer Academic y Plenum Publishers.
- Mello, M., Schittini, G., Selig, P. y Bergallo, H. (2004). A Test of the Effects of Climate and Fruiting of *Piper* Species (Piperaceae) on Reproductive Patterns of the bat *Carollia perspicillata* (Phyllostomidae). *Acta Chiropterologica*, 6(2), 309-318.
- Montañez, B. I. (2009). *Efecto de la micorrización en plantas de aguacate (Persea americana L.) durante la fase de vivero en suelos provenientes de los Llanos Orientales* (Tesis de maestría no publicada). Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, Colombia.
- Moyersoen, B., Fitter, A. y Alexander, I. (1998). Spatial Distribution of Ectomycorrhizas and Arbuscular Mycorrhizas in Korup National Park Rain Forest, Cameroon, in Relation to Edaphic Parameters. *New Phytologist*, 139(2), 311-320.
- Plenchette, C., Fortin, J. y Furlan, V. (1983). Growth Responses of Several Plant Species to Mycorrhizae in a Soil of Moderate P-fertility. 1. Mycorrhizal Dependency under Field Conditions. *Plant and Soil*, 70(2), 199-209.
- Quijano, M., Callejas, R. y Miranda, D. (2006). Areas of Endemism and Distribution Patterns for Neotropical *Piper* Species (Piperaceae). *Journal of Biogeography*, 33(7), 1266-1278.
- R. Statistical software (2012). Development Core Team. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- Ruiz, P. y Davey, C. (2005). Micorrizas arbusculares en ultisoles de la Amazonía peruana. *Folia Amazónica*, 14(2), 57-74.
- Sánchez, M. (1999). *Endomicorrizas en agroecosistemas colombianos*. Palmira (Colombia): Universidad Nacional de Colombia.
- Sánchez, M., Posada, R., Velásquez, D. y Narváez, M. (2010). *Metodologías básicas para el trabajo con micorriza arbuscular y hongos formadores de micorriza arbuscular*. Palmira (Colombia): Universidad Nacional de Colombia.
- Sanders, I., Clapp, J. y Wiemken, A. (1996). The Genetic Diversity of Arbuscular Mycorrhizal Fungi in Natural Ecosystems-A Key to Understanding the Ecology and Functioning of the Mycorrhizal Symbiosis. *New Phytologist*, 133(1), 123-134.
- Siqueira, J., Colozzi, A., Oliveira, E., Fernandes, A. y Florence, M. (1987). Micorrizas vesicular-arbusculares em mudas de cafeeiro produzidas no sul do Estado de Minas Gerais. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 22(1), 31-38.
- STATGRAPHICS. (2010). STATGRAPHICS® Centurion XVI User Manual.
- Stürmer, S. y Siqueira, J. (2011). Species Richness and Spore Abundance of Arbuscular Mycorrhizal Fungi across Distinct Land Uses in Western Brazilian Amazon. *Mycorrhiza*, 21(4), 255-267.

- Valladares, F., Peñuelas, J. y Luis, E. (2005). Impactos sobre los ecosistemas terrestres. En J. Moreno (Coord.), *Evaluación preliminar de los impactos en España por efecto del cambio climático* (pp. 65-112). España: Proyecto ECCE, Ministerio del Medio Ambiente.
- Whitford, W. G. (1996). The Importance of the Biodiversity of Soil Biota in Arid Ecosystems. *Biodiversity and Conservation*, 5(2), 185-195.
- Zangaro, W., Bononi, V. y Trufen, S. (2000). Mycorrhizal Dependency, Inoculum Potential and Habitat Preference of Native Woody Species in South Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 16(04), 603-622.
- Zangaro, W., Nisizaki, S., Domingos, J. y Nakano, E. (2003). Mycorrhizal Response and Successional Status in 80 Woody Species from South Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 19(03), 315-324.

La presente obra incluye resultados de las siguientes investigaciones, adscritas al Grupo Estudios Florísticos y financiadas por el Sistema de Investigación y Desarrollo de la Universidad Católica de Oriente:

- Programa integral de conservación y recuperación para las especies *Podocarpus oleifolius*, *Godoya antioquiensis* y *Cariniana pyriformis* en áreas del bosque montano bajo y bosque húmedo tropical del Oriente antioqueño CORNARE – UCO.
- Estudio florístico, estructura y composición del bosque de la finca “Las Mercedes” de la Universidad Católica de Oriente. (Número de proyecto 23105).
- Colonización micorrizal en poblaciones naturales del género *Piper* L. (*Piperaceae*). (Número de proyecto 14755).
- Estudio florístico, prospección y valoración del estado de conservación para el fragmento de bosque en la finca “La Palmira” de la Universidad Católica de Oriente, municipio de San Luis. (Número de proyecto 14757).
- Estudio florístico, prospección y valoración del estado de conservación y potencialidades para las especies de un bosque húmedo montano bajo en la Isla del Sol, municipio de El Peñol. (Número de proyecto 118).
- Etnofitoteca virtual de la flora del Oriente antioqueño. (Número de proyecto 110).
- Categorización y análisis distribucional de plantas introducidas, establecidas e invasoras sobre el altiplano del Oriente antioqueño. (Número de proyecto 156).
- Respuesta de 6 especies arbóreas nativas de interés a diferentes inóculos micorrizales. (Número de proyecto 14758).

Cuando se habla de flora de una región o un país, llega a la mente un listado interminable e incomprensible de nombres de especies de plantas, escritos en un lenguaje desconocido. A la par, estos escritos van acompañados de dibujos de estructuras de hojas, flores y frutos cuyas formas no se reconocen en la naturaleza. Se admira este tipo de libros, sus bellas ilustraciones; nos imaginamos lo misteriosa que es la naturaleza y admiramos con respeto a quienes han dedicado mucho años de sus vidas a su estudio, convencidos de que estos conocimientos algún día serán reconocidos para bien de la humanidad.

La presente obra se aleja de este modelo; lleva comprender que en la actualidad la tendencia mundial es la de entender la ecología de los ecosistemas, su funcionamiento, su fragilidad, la necesidad de conservarlos dentro de un concepto de economía ambiental y de los servicios ecosistémicos que prestan a la comunidad.

